

UNIVERZITET EDUKONS
Fakultet ekološke poljoprivrede
Sremska Kamenica

MOGUĆNOST DOBIJANJA
NUTRITIVNO VREDNIH PROIZVODA
OD KVINOJE (*Chenopodium quinoa* Will.)
KORIŠĆENJEM ZAGAĐENIH VODA
Doktorska disertacija

Mentor:
Prof. dr Dejana Panković

Kandidat:
Vesna Radovanović, dipl.hem

Sremska Kamenica, 2020

UNIVERSITY EDUCONS
Faculty of Ecological Agriculture
Sremska Kamenica

**THE POSSIBILITY OF OBTAINING A
NUTRITIONALLY VALUABLE
PRODUCTS FROM QUINOA
(*Chenopodium quinoa* Will.) USING
POLLUTED WATERS**
Doctoral Dissertation

Mentor:
Prof. dr Dejana Panković

Author:
Vesna Radovanović, dipl.hem

Sremska Kamenica, 2020

KLJUČNA DOKUMENTACIJSKA INFORMACIJA

Redni broj: RBR	
Identifikacioni broj: IBR	
Tip dokumentacije: TD	Monografska dokumentacija
Tip zapisa:	Tekstualni štampani materijal
Vrsta rada (dipl, mag, dr): VR	Doktorska disertacija
Ime i prezime autora : AU	Vesna Radovanović
Mentor (titula, ime, prezime, zvanje): MN	dr Dejana Panković, redovni profesor
Naslov rada: NR	Mogućnost dobijanja nutritivno vrednih proizvoda od kvinoje (<i>Chenopodium quinoa</i> Will.) korišćenjem zagađenih voda
Jezik publikacije: JP	Srpski
Jezik izvoda/apstrakta: JP	Srpski/Engleski
Zemlja publikovanja: ZP	Srbija
Uže geografsko područje UGP	Južnobački okrug
Godina: GO	2020
Izdavač: IZ	Autorski reprint
Mesto i adresa: MA	Univerzitet Edukons, Fakultet ekološke poljoprivrede, Vojvode Putnika 87, Sremska Kamenica
Fizički opis rada: FO	(pet poglavlja, 190 stranica, 75 tabela, 55 slika, 343 reference)
Naučna oblast: NO	Biotehničke nauke
Naučna disciplina: ND	Poljoprivredne nauke
Predmetna odrednica, ključne reči: PO	kvalitet voda za navodnjavanje, koeficijent kontaminacije zemljišta, kvinoja, bioakumulacija elemenata, kadmijum, olovo
UDK	
Čuva se u: ČU	Biblioteka Univerziteta Edukons, Sremska Kamenica
Važna napomena:	/

VN	
Izvod/Apstrakt: IZ	<p>Ispitivanje kvaliteta voda za navodnjavanje predstavlja veoma važan segment prilikom procene određene poljoprivredne prakse. Ako se prilikom navodnjavanja koristi voda koja nije odgovarajućeg kvaliteta nastaje potencijalni rizik narušavanja proizvodne sposobnosti zemljišta, akumulacije zagađujućih materija u zemljišta i njihovog usvajanja od strane gajenih biljaka. To zatim dovodi do smanjenja prinosa, kvaliteta i nutritivnih svojstava proizvoda, a konzumiranje takvih proizvoda može predstavljati i potencijalni rizik po ljudsko zdravlje.</p> <p>Jedan od glavnih ciljeva ovog istraživanja je da se izvrši ispitivanje kvaliteta voda za navodnjavanje, i obavi procena uticaja dugoročnog navodnjavanja zagađenom vodom na kvalitet zemljišta. Cilj je i da se u tim uslovima ispita uticaj navodnjavanja kontaminiranom vodom na rastenje i razviće, prinos i kvalitet prinosa biljke kvinoja.</p> <p>Nejednaka distribucija elemenata, koren > list > stablo > seme, zapaža se kako u poljskim uslovima tako i u ogledu u kontrolisanim uslovima. Jaka pozitivna korelacija koja je utvrđena između sadržaja kadmijuma i olova u supstratu i biljci ukazuje da bioakumulacija od strane kvinoje zavisi od koncentracije elemenata u zemljištu.</p> <p>Bioakumulacija metala od strane kvinoje, u dve posmatrane godine, ukazala je da uglavnom postoje statistički značajne razlike između kontrole i tretmana u obe godine, kao i vrednosti između tretmana za posmatrane elemente, što ponovo upućuje na zavisnost bioakumulacije od koncentracije elemenata u zemljištu.</p>
Datum prihvatanja od strane NN veća: DP	
Datum odbrane: DO	
Članovi komisije (ime i prezime, titula, zvanje, naziv institucije, status): KO	<ul style="list-style-type: none"> • dr Danka Radić, docent, Fakultet ekološke poljoprivrede Univerziteta Edukons, predsednik • dr Dejana Panković, redovni profesor, Fakultet ekološke poljoprivrede Univerziteta Edukons, član i mentor • dr Branka Žarković, vanredni profesor, Poljoprivredni fakultet Univerziteta u Beogradu, član

KEY DOCUMENT INFORMATION

Number *consecutive: ANO	
Identification number: INO	
Document type: DT	Monograph documentation
Type of record: TR	Textual printed material
Contents code (BA/BSc, MA/MSc, PhD): CC	PhD
Author: AU	Vesna Radovanović, dipl.chem.
Mentor (title, name, post): MN	Dejana Panković, PhD, professor
Document title: TI	The possibility of obtaining a nutritionally valuable products from quinoa (<i>Chenopodium quinoa</i> Will.) using polluted waters
Language of main text: LT	Serbian
Language of abstract: LA	English/Serbian
Country of publication: CP	Serbia
Locality of publication: LP	South Bačka District
Year of publication: PY	2020
Publisher: PU	Author
Place of publication: PP	University Educons, Faculty of Ecological Agriculture, Vojvode Putnika 87, Sremska Kamenica
Physical description: PD	(5 chapters, 190 pages, 75 tables, 55 pictures, 343 references)
Scientific field: SF	Biotechnical sciences
Scientific discipline: SD	Agricultural sciences
Subject, Key words SKW	quality of irrigation water, contamination factor of soil, quinoa, bioaccumulation of elements, cadmium, lead
UC (universal class. code)	
Holding data: HD	In the Library of the University Educons, Sremska Kamenica

Note: N	/
Abstract: AB	<p>Irrigation water quality evaluation is a very important part of an appropriate agricultural practice assessment. If inadequate quality water is used for irrigation a potential risk is present of degradation of soil production capacity, the accumulation of pollutants in the soil and their uptake by cultivated plants. This then leads to a decrease in the yield, quality and nutritional properties of the products, and consuming such products can also pose a potential risk to human health.</p> <p>One of the main objectives of this research was to conduct an examination of the quality of irrigation water and to evaluate the impact of long-term irrigation on contaminated water on soil quality. The aim is also to investigate under these conditions the influence of irrigation with contaminated water on the growth and development, yield and yield quality of the quinoa plant.</p> <p>The unequal distribution of the elements, root > leaf > tree > seed, is observed in the field, and under controlled conditions pot experiments. The strong positive correlation found between the content of cadmium and lead in the substrate and the plant indicates that bioaccumulation by quinoa depends on the concentration of the elements in the soil.</p> <p>Quinoa bioaccumulation of metals in the two experimental years indicated that there were generally statistically significant differences between control and treatments in both years, as well as values between treatments for the observed elements, again indicating the dependence of bioaccumulation on the concentration of soil elements.</p>
Accepted by Sc. Board on: AS	
Defended/Viva voce Ph D exam. on: DE	
PhD Examination Panel: DB	<ul style="list-style-type: none"> • dr Danka Radić, Assistant Professor, Faculty of Ecological Agriculture University of Educons, chainperson • dr Dejana Panković, Professor, Faculty of Ecological Agriculture University of Educons, member and mentor • dr Branka Žarković, Associate Professor, Faculty of Agriculture University of Belgrade, member

Zahvalnica

Istraživanja predstavljena u ovoj doktorskoj disertaciji deo su rezultata projekta „Ispitivanje mogućnosti korišćenja kontaminiranih voda za proizvodnju alternativnih, zdravstveno bezbednih žita“ (TR31006). Želim da se zahvalim svim istraživačima ovog projekta koji su učestvovali u postavljanju i izvođenju oglada i time dali doprinos u nastajanju ove disertacije.

Najveću zahvalnost dugujem mojoj profesorki dr Branki Žarković koja me je uvela u naučno-istraživački rad i neizmernom podrškom pratila od početne faze do konačne izrade ove doktorske disertacije.

Veliku zahvalnost dugujem svom mentoru prof. dr Dejana Panković na sugestijama i značajnom doprinosu u realizaciji ove doktorske disertacije, naročito u poslednjoj fazi nastajanja.

Takođe, želim da se zahvalim dr Danki Radić na savetima i velikoj podršci u konačnoj izradi ove doktorske disertacije.

Želim da se zahvalim i prof. dr Iliji Đekiću na velikoj stručnoj podršci u mom sveobuhvatnom istraživačkom radu.

Zahvalnost za značajan doprinos tokom istraživačkog rada dugujem i svim zaposlenima u Laboratoriji za hemijska ispitivanja Instituta za zemljište, Beograd, kao i Laboratoriji za agrohemiju i fiziologiju biljaka Poljoprivrednog fakulteta, Univerziteta u Beogradu.

Na kraju, želim da se zahvalim i mojim roditeljima na bezuslovnoj podršci i razumevanju tokom celokupnog naučno-istraživačkog puta.

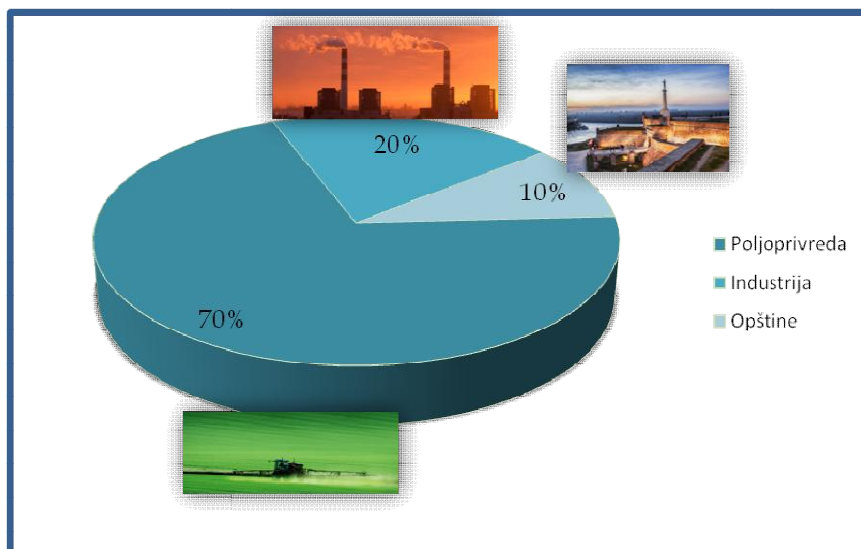
Autor

1. UVOD	3
1.1. Cilj i značaj istraživanja	4
2. PREGLED LITERATURE	5
2.1. „Teški metali“ – termin koji je izgubio smisao, značaj	5
2.2.1. Poreklo mikroelemenata u zemljištu.....	7
2.2.2. Sadržaj mikroelemenata u zemljištu i vodama – uticaj termoelektrana.....	10
2.2.3. Faktori koji utiču na migraciju elemenata u zemljištu	14
2.3. Kvalitet voda za navodnjavanje	16
2.3.1. Pregled direktiva – nekad i sad	16
2.3.2. Zagađenje voda mikroelementima	19
2.4. Fitotoksičnost mikroelemenata	20
2.4.1. Neophodni, korisni i štetni elementi	21
2.4.4. Biljke u stresu izazvanom toksičnim koncentracijama metala	26
2.5. <i>Chenopodium quinoa</i> Will.....	31
2.5.1. Istorija dobrobiti gajenja kvinoje	32
2.5.2. Biološke osobine	32
2.5.3. Specifični uslovi uspevanja	34
3. MATERIJAL I METODE RADA	35
3.1. Ogled u prirodnim uslovima	36
3.1.1. Odabir lokaliteta.....	36
3.1.2. Klimatski podaci odabranog lokaliteta.....	37
3.1.3. Postavljanje i izvođenje višegodišnjeg ogleda u polju.....	40
3.1.4. Dinamika uzorkovanja	41
3.2. Vegetacioni ogled u sudovima, <i>Chenopodium quinoa</i>	43
3.2.1. Genetička varijabilnost kvinoje	43
3.2.2. Odabir varijeteta.....	44
3.2.3. Postavljanje ogleda.....	44
3.2.4. Uslovi, tretmani.....	47
3.3. Laboratorijske analize	49
3.3.1. Zemljište	49
3.3.2. Voda	51

3.3.3. Biljni materijal	52
3.4. Statistička obrada podataka	53
4. REZULTATI I DISKUSIJA.....	53
4.1. Ispitivanje plodnosti zemljišta	53
4.1.1. Fizička svojstva.....	53
4.1.2. Hemijska svojstva	61
4.1.3. Mikroelementi, ukupni sadržaj	66
4.1.4. Mikroelementi, pristupačni sadržaj.....	73
4.1.5. Procena zagađenosti zemljišta	75
4.2. Kvalitet vode iz kanala – odabrani pokazatelji.....	77
4.2.1. Osnovni parametri.....	77
4.2.2. Makro i mikroelementi.....	78
4.2.3. Analiza sedimenta – procena potencijalnog rizika	84
4.3.1. Sadržaj elemenata.....	92
4.3.2. Bioakumulacija metala.....	105
4.3.3. Kvalitet prinosa.....	110
4.4. Ogled u kontrolisanim uslovima.....	110
4.4.1. Rast i razviće biljaka	110
4.4.2. Fiziološka merenja	115
4.4.3. Sadržaj elemenata.....	119
4.4.3.1. Faza formiranja semena.....	119
4.4.3.2. Sazrevanje semena	134
4.4.4. Bioakumulacija kadmijuma i olova	146
4.4.5. Mikrobiološki pokazatelji zdravstvene ispravnosti semena	156
4.4.6. Nutritivna vrednost semena	157
5. ZAKLJUČAK.....	158
6. LITERATURA	160
Spisak tabela	191
Spisak slika	194

1. UVOD

Kvalitet voda korišćenih u poljoprivedi od ključnog je značaja za bezbednost hrane. Poljoprivreda ostaje najveći korisnik voda, sa oko 70% (slika 1) od ukupne globalne potrošnje voda (Lazarova i Bahri, 2004).



Slika 1. Raspodela potrošnje vode između najznačajnijih privrednih grana

Oskudice u adekvatnim zalihama voda odgovarajućeg kvaliteta predstavljaju ozbiljnu savremenu zabrinutost za mnoge opštine, industrijske grane, poljoprivredu kao i uopšteno, životnu sredinu u mnogim delovima sveta. Poznati faktori doprineli su nastajanju ovog problema kao što su kontinuirani rast stanovništva u urbanim sredinama, zagađenje površinskih i podzemnih voda, nejednake distribucije vodnih resursa, kao i globalne, ekstremne klimatske okolnosti sa čestom pojavom suša.

Prema tome, ponovna upotreba voda postala je najveći izazov 21. veka sa pronalazanjem inženjerskih, ekonomski isplativih tretmana otpadnih voda.

Temelj prakse ponovne upotrebe voda izgrađen je na osnovu tri principa: 1) pružanje pouzdanog tretmana otpadnih voda radi ispunjavanja strogih zahteva u kvalitetu za određenu primenu; 2) zaštita javnog zdravlja, kao i 3) prihvatanje od strane javnosti (Asano, 2002).

Parametri kvaliteta voda, kroz koje se sagledava rizik po zdravlje potrošača poljoprivrednih proizvoda nastalih ponovnom upotrebom voda, grubo se mogu podeliti na biološke i hemijske parametre. Biološki parametri, koji se uglavnom odnose na patogene mikroorganizme, mogu da ispolje svoj negativan efekat kroz bolesti koje se razvijaju u kratkom vremenskom intervalu. Negativan efekat hemijskih parametara kvaliteta voda, koji se uglavnom odnose na koncentracije potencijalno toksičnih elemenata (PTE) (As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg) razvija se u znatno dužem vremenskom intervalu. Zdravstveni problemi kod ljudi izazvani toksičnim hemikalijama utvrđeni su prilikom primene otpadnih voda iz industrije za navodnjavanje (Lazarova i Bahri, 2004).

Veći izazov, u budućnosti dobre poljoprivredne prakse, kao i inženjerskog pristupa u cilju zaštite životne sredine i dobijanja dovoljno zdravstveno bezbedne hrane, predstavlja pronalaženje poljoprivrednih kultura koje usvajaju PTE iz zemljišta, ali ih ne akumuliraju u jestivim delovima, stoga su bezbedne za konzumiranje. Takve kulture mogu se gajiti na zemljištima koja su pod osetnim antropogenim uticajem, a za njihovo navodnjavanje mogu se koristiti vode marginalnog kvaliteta.

1.1. Cilj i značaj istraživanja

Ispitivanja upotrebe otpadnih voda u poljoprivredi uglavnom se fokusiraju na kratkoročni efekat kvaliteta tih voda na rast i razvoj gajenih biljaka, malo pažnje se posvećuje promenama u pogledu plodnosti i hemijskih osobina zemljišta. Takođe se malo pažnje poklanja i uticaju kontaminanata na proizvodnju zdravstveno bezbedne hrane.

Zbog svega toga, ispitivanje kvaliteta voda za navodnjavanje predstavlja veoma važan segment prilikom procene određene poljoprivredne prakse. Ako se prilikom navodnjavanja koristi voda koja nije odgovarajućeg kvaliteta nastaje potencijalni rizik narušavanja proizvodne sposobnosti zemljišta, akumulacije zagađujućih materija u zemljištu i njihovog usvajanja od strane gajenih biljaka. To zatim dovodi do smanjenja prinosa, kvaliteta i nutritivnih svojstava proizvoda, a konzumiranje takvih proizvoda može predstavljati i potencijalni rizik po ljudsko zdravlje.

Jedan od glavnih ciljeva ovog istraživanja je da se izvrši ispitivanje kvaliteta voda za navodnjavanje, i obavi procena uticaja dugoročnog navodnjavanja zagađenom vodom na kvalitet zemljišta. Cilj je i da se u tim uslovima ispita uticaj navodnjavanja kontaminiranom vodom na rastenje i razviće, prinos i kvalitet prinosa biljke kvinoja.

Pored ispitivanja kvaliteta voda za navodnjavanje, vršeno je određivanje hemijskih svojstava zemljišta pre postavljanja oglada kao i posle berbe navednog useva. Posebna pažnja posvetila se određivanju sadržaja PTE u zemljištu, njihov ukupni sadržaj kao i sadržaj njihovih pristupačnih oblika sa ciljem utvrđivanja uticaja navodnjavanja na njihovu akumulaciju i migraciju u zemljištu.

Ispitivanjima, koja su predviđena, utvrdiće se da li se vode kontaminirane potencijalno toksičnim elementima mogu koristiti za navodnjavanje ratarskih useva bez njihovog prethodnog prečišćavanja. Određivanjem distribucije ispitivanih elemenata u korenu, stablu, listu i semenu biljke kvinoja sagledali smo otpornost ove kulture prema stresu izazvanom povišenim koncentracijama PTE. Takođe, cilj je i ispitivanje uticaja na nutritivna svojstva kvinoje.

2. PREGLED LITERATURE

2.1. „Teški metali“ – termin koji je izgubio smisao, značaj

Pojam „teški metali“ prvobitno se odnosio na 60 metala čija je specifična gustina veća od 5 g cm^{-3} . Dakle, definicija se bazirala na osnovu jednog fizičkog parametra, a ne na osnovu zajedničke hemijske osobine.

Duffus 2002, kroz citate 13 radova ukazao je na to da se vrednost gustine koja određuje da li se metal svrstava u „teške“ kreće u granicama između $3,5$ i 7 g cm^{-3} . Kako je ta vrednosti varirala u zavisnosti od autora zaključio je da je neophodno napustiti definiciju teških metala na osnovu gustine jer dovodi samo do konfuzije. Takođe, spoznaja da gustine nije od velike značajnosti kada razmatramo reaktivnost metala ukazala je korak dalje na neophodnost postojanja drugačije klasifikacije.

U mnogobrojnim publikacijama, poslednjih decenija, termin „teški metali“ predstavlja grupni naziv za metale koji su kontaminanti ili potencijalno toksični elementi.

U pravnim regulativama najčešće se navodi na koje se teške metale data regulativa odnosi. Međutim, takve liste mogu se razlikovati od jednog skupa propisa u odnosu na drugi, ponekad čak i bez definisanja na koje metale se propis odnosi. Drugim rečima, termin „teški metali“ koristi se nedosledno (Duffus, 2002).

Kada razmatramo toksičnost metala moramo imati u vidu sledeće dve činjenice :

(1) Efekat bilo koje supstance na živi svet uvek zavisi od koncentracije date supstance koja je dostupna ćeliji za usvajanje. Stoga, ne postoji supstanca koja se uvek može definisati kao toksična (Marschner 1995).

(2) Nekoliko metalnih jona su u niskim koncentracijama od esencijalnog značaja za metabolizam ćelije, ali su toksične u višim koncentracijama. Dakle, metal nije toksičan sam po sebi, postaje toksičan kada njegova koncentracija pređe određeni prag tolerancije organizma na dati metal (Sherameti i Varma, 2010).

Prema tome, toksičnost neke supstance može se definisati samo ako se poznaje odnos između doze i efekta. Ovaj odnos predstavlja karakteristiku svake supstance i neophodno je poznavanje ovog odnosa prilikom utvrđivanja da li je neka supstanca toksična ili ne (Vitorović i Milošević, 2002).

Na samom početku nastajanja definicije činilo se prilično jednostavno objasniti šta su to teški metali – metali koji su „teški“. Međutim, posmatrajući radove mnogobrojnih autora različitih naučnih disciplina zapaža se odsustvo doslednosti prilikom formiranja liste teških metala. Stoga, neizbežno nam se ukazuje pitanje : da li je termin izgubio smisao?

Biljkama su metali dostupni u rastvoru, da bi dospeli u rastvor moraju nagraditi jedinjenje, sa drugim komponentama u zemljištu, koje je rastvorljivo. Kada nastane takvo jedinjenje, gustina metala više nije od značajnosti. Nije poznata korelacija između gustine metala i njegovih fizioloških ili toksikoloških efekata, kao ni sa hemijskim osobinama njegovih jedinjenja (Sherameti i Varma, 2010).

U okviru ove doktorske disertacije, po ugledu na stranu literaturu, upotrebljavaće se termin mikroelementi i potencijalno toksični elementi.

Kako je u ovim ogledima glavni objekat ispitivanja biljka (*Chenopodium quinoa* Wild.) koristiće se i termini koji su istovetni u ishrani biljaka. Fokus u okviru ove disertacije biće na mikroelementima, sa pojedinim makroelementima (N, P, K, Ca, Mg, S) bez korišćenja termina „teški metali” i „toksični metali”.

2.2. Mikroelementi kao zagađujuće materije zemljišta

Zemljište je vitalan ekološki i poljoprivredni resurs i neophodno je štititi ga od dalje degradacije. Ubrzanim povećanjem populacije na našoj planeti (5 milijardi 1984. godine do 7,4 milijardi 2016. godine) povećavaju se i zahtevi u poljoprivrednim proizvodima. Međutim, sve veći antropogeni uticaji na sastav zemljišta mogu da smanje kvalitet i prinos proizvoda. Poseban problem predstavljaju metali koji se preko hrane akumuliraju u organizmu živih bića kao što su kadmijum i olovo (Liang et al., 2019).

2.2.1. Poreklo mikroelemenata u zemljištu

Zemljište sadrži elemente u tragovima različitog porekla :

1) Litogenog /geohemijskog/

– elementi su poreklom iz matične stene, odnosno supstrata na kojem je zemljište nastalo, mikroelementi javljaju se kao konstituenti primarnih minerala magmatskih i sedimentnih stena;

2) Pedogenog

– elementi su litogenog izvora, ali promenjene forme usled procesa tokom pedogeneze, odnosno nastajanja zemljišta, pri tom procesu dolazi do oslobađanja metala iz matičnog supstrata putem raspadanja i premeštanja. Metali se mogu akumulirati adsorpcijom na stalne komponente zemljišta kao što su gline, organska materija i hidratisani oksidi (Bogdanović et al., 1997).

3) Antropogenog

– deponovani na ili u zemljište usled aktivnosti čoveka. Intenzivan razvoj naše populacije ubrzo je i antropogeno poreklo učinilo glavnim izvorom mikroelemenata.

Litogeno i pedogeno poreklo čine prirodna porekla elemenata. U tabeli 1. date su prirodne koncentracije pojedinih mikroelemenata. Pod prirodnim koncentracijama metala podrazumevaju se koncentracije za koje se smatra da su postojale pre pojave industrijskih aktivnosti, ili mogu se definisati kao koncentracije metala u nezagađenim oblastima (tabela 2). Za pojedine elemente ove vrednosti se ne mogu dobiti direktnim merenjem zbog globalne kontaminacije zemljišta, pa se koriste indirektno procene ovih koncentracija. Poznavanjem prirodnih koncentracija elemenata obezbeđuju se prave referentne vrednosti za procenu stepena zagađenja ovim elementom.

Tabela 1. Sadržaj elemenata u tragovima u zemljištima Evrope (ppm)

	Peskovita	Peskovito- glinovita	Glinovita
As	<0,1 - 30	1,5 - 27	2 - 35
B	10-23	15 - 35	15 - 40
Cd	0,01 - 0,2	0,08 – 0,3	0,2 – 0,5
Co	5,5	7,0	12,0
Cr	2 - 350	10 – 300	30 - 1100
Cu	1 - 7	4 - 100	7 - 140
Mn	10 - 2000	50 - 9200	100 - 9300
Mo	0,1 – 3,7	0,4 – 6,4	0,7 – 7,2
Ni	7 - 33	11 - 25	20 - 50
Pb	5 - 40	10 - 50	10 - 90
Zn	30 - 50	35 - 65	35 - 75

Izvor : Szefer, 2002; Kabata-Pendias i Mukherjee, 2007; Reimann i Caritat, 2012.

Procesi u zemljištu i antropogeni faktori utiču na ponašanje mikroelemenata u zemljištu. Ispitivanja su pokazala da je biodostupnost veća kod elemenata čije je poreklo antropogeno (Kabata-Pendias and Pendias, 2001).

Najznačajniji antropogeni izvori mikroelemenata su : saobraćaj (kopneni, vodeni i vazdušni); sagorevanje fosilnih goriva; poljoprivreda (mineralna i organska đubriva, agrohemijske); industrija i atmosferski talozi.

Zemljišta nekoliko regija u svetu (naročito u Evropi) bila su, a taj trend će se i nastaviti, pod uticajem mineralnih đubriva, pesticida, industrijskog zagađenja i

deponija. Sve ove aktivnosti utiču na fizičke i hemijske osobine zemljišta i dovode do promena u hemijskom ponašanju i distribuciji mikroelemenata. Uticaj zakišeljavanja zemljišta, alkalizacije i salinizacije na usvajanje mikroelemenata od strane biljaka, naročito gajenih biljaka, postao je značajan ekološki i zdravstveni problem (Kabata-Pendias, 1995).

Tabela 2. Prosečni sadržaj pojedinih mikroelemenata u nezagađenim zemljištima i površinskim vodama Evrope

	Zemljište		Voda
	0-20 cm ppm	20-40 cm ppm	ppb
As	7,03	6,02	0,63
B	/	/	15,6
Cd	0,145	0,09	0,01
Co	7,78	8,97	0,16
Cr	60,0	62,0	0,38
Cu	13,0	13,9	0,88
Mn	650	600	15,9
Mo	0,62	0,52	0,22
Ni	18,0	21,8	1,91
Pb	22,6	17,2	0,093
Zn	52,0	47,0	2,68

Izvor: FOREGS, Geohemijski atlas Evrope

(podaci iz 26 evropskih zemalja)

Antropogeni izvori zagađenja mogu se podeliti na tačkaste i difuzne tipove zagađenja. Izvori tačkastih tipova zagađenja mogu biti poreklom iz industrije, kao i javnih kanalizacionih sistema, zatim, iz uređaja koji služe za prečišćavanje industrijskih i komunalnih otpadnih voda. Takođe, tačkasti tipovi zagađenja su svi drugi izvori koji direktno, bez prethodnog prečišćavanja, ispuštaju zagađene otpadne vode u vodoprijemnike. Postojanje ovih izvora mora se opravdati, kako sa ekonomskog aspekta tako i sa aspekta zaštite životne sredine, i ovo je regulisano kroz zakonske obaveze izveštavanja i kontrole uticaja delatnosti na kvalitet životne sredine.

Difuzno zagađenje, za razliku od tačkastog, problematično je pratiti jer nastaje iz netačkastih, rasutih izvora koji mogu biti prostorno široko rasprostranjeni. Ova vrsta zagađenja može poticati iz atmosferskih depozicija, kao i iz zagađujućih materija koje se istaložene nalaze u sedimentu reka, jezera, močvara. Izvori ovog tipa zagađenja mogu biti i urbane površine, proceđne vode sa deponija, gradilišta, poljoprivrednih površina, lokaliteta rudnika, i slično (Veljković i Jovičić, 2015).

Glavni potencijalni tačkasti izvori zagađenja životne sredine predstavljaju termoelektrane, upravo iz razloga što sagorevaju ugalj radi dobijanja energije. Ugalj je još uvek najzastupljenija karika u lancu dobijanja energije na svetskom nivou, njegovim sagorevanjem zadovoljava se 42% globalne potrebe za energijom, tim procesom proizvode se enormne količine pepela, oko 600 miliona tona godišnje (Ghosh et al., 2015).

Dobijanje energije sagorevanjem uglja utiče na povišenje koncentracija mikroelemenata od kojih neki mogu biti vrlo toksični. U toku procesa koji se odvijaju u termoelektranama dolazi do atmosferskih emisija ovih materija, kao i do generisanja pepela u kojem se koncentrišu ove materije (Papaefthymidu et al., 2005; Kazi et al., 2019). U pepelu koji nastaje usled sagorevanja bituminoznih, kao i lignitskih ugljeva mogu se detektovati sledeći mikroelementi: Ag, As, V, Ba, Be, Cd, Cr, Cs, Si, Ga, Ge, Li, Mn, Mo, Nb, Ni, Pb, Rb, Sb, Sc, Sn, Sr, U, Tl, V, Y, Zn i Zr (Querol et al, 1996; Martinez-Tarazona i Spears, 1996; Spears i Martinez-Tarazona, 2004). Od velikog značaja je poznavanje mogućnosti distribucije mikroelemenata od zone odlaganja pepela preko zemljišta, podzemnih i površinskih voda. Nivo emisije zagađujućih materija zavisi od sastava polaznih sirovina.

2.2.2. Sadržaj mikroelemenata u zemljištu i vodama – uticaj termoelektrana

Industrijska revolucija ima izrazito negativan uticaj na kvalitet voda, vazduha i zemljišta. Na osnovu stepena razvoja industrije i standarda stanovništva jedne zemlje može se i predvideti intenzitet zagađenja životne sredine (Đurić i Petrović, 1996; Chen i Jia, 2017).



Slika 2. Termoelektrana Nikola Tesla B; izvor : Wikipedia

Najveći negativni uticaji na životnu sredinu ogledaju se kroz :

- generisanje otpada (gasovitog, tečnog i čvrstog) iz svih grana industrije;
- generisanje otpada pri procesu proizvodnje energije u elektranama (termoelektrane, toplane i nuklearne elektrane);
- svakodnevnu emisiju gasovitog, tečnog i čvrstog otpada u naseljima; i
- uticaj saobraćaja na kopnu, moru i vazduhu, zbog emisije izduvnih gasova.

Hemijska energija sadržana u uglju predstavlja polaznu energiju koju termoelektrane koriste pri proizvodnji električne energije. Javno preduzeće Elektroprivrede Srbije u kotlovima termoelektrana (slika 2) godišnje u proseku sagori 32 miliona tona lignita pri čemu nastaje oko 6 miliona tona pepela (Kisić et al, 2012).

TENT B poseduje dva bloka koji imaju po 620MW električne snage. Ova termoelektrana u proseku godišnje generiše 1 800 000 t pepela koji se izdvaja u elektrofiltrima. Deo izdvojene količine pepela može se isporučiti kao sekundarna sirovina građevinskoj industriji, preostali deo pepela meša se sa vodom u odnosu 1:1 i transportuje se cevovodima pomoću pumpi na otvoreno odlagalište tj. deponiju šljake i pepela.

Ugalj može da sadrži sledeće metale: As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, V, Zn. Ovi metali mogu dospeti u obližnje vodene ekosisteme i zemljišta nošeni gasom i pepelom, na veće udaljenosti mogu se takođe preneti putem atmosferske depozicije (Gadelha et al., 2019). Istraživanja atmosferske depozicije metala (Cr, Zn i Pb) ukazali su na povišene koncentracije ovih elemenata u zemljištu i biljkama na udaljenosti i do 1000 m od postrojenja (Žarković i Blagojević, 1996).

U tabeli 3. predstavljene su srednje vrednosti koncentracija ovih elemenata u ugljevima.

Analizom sadržaja i distribucije ovih elemenata u zemljištu u okolini termoelektrana, može se ispitati antropogeni uticaj na ekosisteme i proceniti rizik na zdravlje stanovništva na ispitivanom prostoru (Dragović et al, 2013).

Kvantitet mikroelemenata koji mogu biti emitovani u toku sagorevanja uglja zavise od sledećih faktora (Nalbandian, 2012):

- koncentracije elemenata u uglju,
- fizičkih i hemijskih osobina datog elementa,
- uslova sagorevanja,
- kao i od efikasnosti kontrole emisije u okviru samog postrojenja za sagorevanje uglja.

Tabela 3. Srednje vrednosti koncentracija mikroelemenata u uglju, (Nalbandian, 2012)
(ppm)

	Prosečna koncentracija	Opseg koncentracija
As	2,69	0,36 - 9,80
B	47,00	11,00 – 123,00
Be	1,00	0,10 – 2,00
Cd	0,09	0,01 – 0,19
Co	4,50	1,20 – 7,80
Hg	0,09	0,03 – 0,19
Pb	7,00	1,10 – 22,00
Se	2,15	0,15 – 5,00
Cr	17,6	2,90 – 34,00
Cu	10,8	1,80 – 20,00
Mn	40,00	8,00 – 93,00
Ni	11,10	1,50 – 21,00
Zn	12,70	5,10 – 18,00

Fan i sarad., (2006) predstavili su istraživanje koje se odnosilo na analize distribucije 15 elemenata (As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Ti, Ag, Co, Mo, Mn, Zn i Sr) u 32 uzorka pepela iz Australije, Kanade, Kine i SAD-a. Autori su utvrdili velika variranja u sadržaju ovih elemenata, opseg koncentracija kretao se u granicama As: 1-100 ppm, Ba: 10-500 ppm, Cd: 0-5 ppm, Cr: 40-400 ppm, Cu: 30-250 ppm, Hg: 0-0,6 ppm, Ni: 20-400 ppm, Pb: 1-30 ppm, Ti: 5-40 ppm, Ag: 0-0,7 ppm, Co: 15-170 ppm, Mo: 1-35 ppm, Mn: 10-410 ppm, Zn: 150-470 ppm i Sr: 5-750 ppm. Koncentracije elemenata su se razlikovale u velikim razmerama ne samo između država obuhvaćene studijom nego i između postrojenja u okviru bliskih lokacija.

Sadržaj pojedinih mikroelemenata u zemljištima u blizini postrojenja koja proizvode energiju sagorevanjem uglja predstavljani su u tabeli 4.

Tabela 4. Sadržaj elemenata u zemljištu u blizini termoelektrana (ppm)

<i>Ispitivana lokacija</i>						
	Obrenovac, Srbija	Makedonija, Grčka	Bengal, Indija	Karaman maras, Turska	Severni Bangladeš	Čangčun, Kina
As	0,06 - 0,68	/	1,90 - 3,80	0,47 - 4,56	0,42 - 1,63	6,10-67,70
Cd	4,63 - 24,5	/	/	/	/	0,03-11,03
Co	0,58 - 2,90	/	1,80 - 2,80	/	/	/
Cr	1,59 - 2,63	0,98 - 4,64	2,60 - 3,20	1,12 - 2,74	/	40,80-276,0
Cu	2,36 - 7,30	1,14 - 3,48	2,50 - 3,50	0,91 - 3,01	/	15,90- 437,30
Hg	17,40 - 730,00	/	/	/	/	0,03-1,43
Mn	0,85 - 3,69	1,09 - 4,18	2,10 - 2,60	0,51 - 2,03	1,25 - 3,67	399-3933
Ni	1,60 - 6,36	1,88 - 18,20	2,40 - 3,00	1,85 - 6,89	/	/
Pb	1,30 - 7,42	1,25 - 5,71	/	/	1,42 - 4,40	19,7-377,5
Zn	1,24 - 4,42	0,96 - 3,87	1,80 - 2,50	0,64 - 2,51	0,88 - 6,53	44,8-1106,8
Ref.	Dragović et al., 2013	Stalikas et al., 1997	Mandal i Sengupta, 2006	Tumuklu et al., 2008	Bhuiyan et al., 2010	Yang et al., 2011

U prethodnoj deceniji postoji veće interesovanje za ispitivanjem uticaja pepela na kvalitet zemljišta u pogledu sadržaja mikroelemenata. Povišeni sadržaj elemenata, u površinskim slojevima zemljišta u blizini termoelektrane u Indiji, pripisani su upravo deponiji pepela tog postrojenja (Mandal i Sengupta, 2006). Zapažene su i povišene koncentracije Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb i Zn u zemljištima u okolini termoelektrane Nikola Tesla (Dragović et al., 2013), zatim i povišene koncentracije As u zemljištima u blizini postrojenja u Slovačkoj (Keegan et al., 2006). Ispitivanja šumskog ekosistema, u blizini najveće termoelektrane u Španiji, pokazala su da je nivo koncentracije Hg pet puta veći od očekivanog do 20 km udaljenosti od postrojenja (Nóvoa- Muñoz et al., 2008).

Deponije pepela, pored toga što zauzimaju velike površine zemljišta i neizbežno utiču na konstantno smanjenje njegovog kvaliteta, potencijalni su izvori elemenata koji mogu da kontaminiraju površinske i podzemne vode (Sajwan et al., 2006; Pandey et al., 2011). Niz hidrogeohemijskih istraživanja sprovedena su u oblasti Koradi (Indija) u blizini deponije pepela, ispitivanja su pokazala alarmantno povišene koncentracije ukupnih rastvorenih soli (do 2700 mg l⁻¹) i sulfata (do 1100mg l⁻¹) u pojedinim izvorima pijaćih voda (Ramya et al., 2013). Druga ispitivanja iste oblasti registrovala su povišene koncentracije As, B i Mo u više uzoraka vode i ukazala da je izvor ovih elemenata upravo obližnja deponija pepela (Spadoni et al., 2014).

2.2.3. Faktori koji utiču na migraciju elemenata u zemljištu

Zemljište ima kompleksnu prirodu, usled varijabilnosti u sastavu i heterogenosti, ovime se otežava ispitivanje hemodinamike elemenata u zemljištu, odnosno određivanje hemijskih reakcija i transformacija elemenata u zemljištu, kao i njihove distribucije.

Niz faktora uslovljava distribuciju mikroelemenata u zemljištu, prvenstveno je ona uslovljena fizičko-hemijskim sastavom zemljišta i osobinama samog elementa, odnosno njegovih karakteristika u rastvorljivosti, sorpcije i desorpcije jedinjenja u odnosu na komponente zemljišta kao što su glina i organske materije. Takođe, na hemizam u zemljištu utiče procenat sadržaja vlage, oksido-redukcioni potencijal i pH vrednost sredine, kao i hemijska i biohemijska dostupnost jedinjenja u okviru kojeg se dati element nalazi (Tardif et al., 2019).

Elementi dospeli u zemljište mogu biti adsorbovani na Fe/Mn oksidima, huminskim supstancama, alumino-silikatnim mineralima gline, zeolitu i slabo rastvorljivim solima Ca (Young, 2013).

pH vrednost je značajan faktor za migraciju elemenata u zemljištu, njegova vrednost može da varira u opsegu 2-11, mada je najčešća vrednost između 5-7 pH jedinica. Slobodna mesta na površini zemljišnih čestica su negativno naelektrisana i pod dejstvom elektrostatičkih sila za ova mesta mogu se vezati pozitivni joni, kapacitet jonske izmene je parametar koji ukazuje na broj slobodnih mesta.

Usvajanje elemenata takođe je uslovljeno oksido-redukcionim potencijalom zemljišta. Ovo se posebno može zapaziti na primeru Mn koji se najviše nalazi u zemljištima gde preovlađuju redukциони procesi (Ubavić et al., 2001).

Pri određenim uslovima u zemljištu organske materije sa metalima grade rastvorljiva kompleksna jedinjenja, čime pospešuju njihovu migraciju. Takođe, organske materije mogu i da fiksiraju pojedine metale, poput As, Cu, Zn i druge, i time utiču na smanjenje njihove pokretljivosti u zemljištu. Primeri kompleksirajućih agenasa koji su prisutni u životnoj sredini su huminske, fluvijalne i druge organske kiseline (Zhang et al., 2019).

Ispitivanje i razumevanje uslova u zemljištu pod kojima dolazi do lakše imobilizacije mikroelemenata je važno jer se pri tim uslovima može sprečiti implementacija ovih elemenata u lanac ishrane i potencijalan rizik po zdravlje ljudi.

Pri razmatranju dinamike mikroelemenata, u prirodnim i poljoprivrednim ekosistemima, neophodno je spoznati njihove oblike u sve tri faze zemljišta, posebno u zemljišnom rastvoru. Dinamička ravnoteža između elemenata adsorbovanih na čvrstu fazu zemljišta i onih koji su u zemljišnom rastvoru u obliku rastvorljivih kompleksnih jedinjenja najviše zavisi od pH vrednosti i stabilnosti kompleksa. Adsorpcija metala u zemljištu određena je odnosom koeficijenta distribucije tog metala i osobina zemljišta, usled formiranja organskih i neorganskih kompleksa u zemljišnom rastvoru se uvek nalazi više oblika svakog pojedinačnog metala (Bogdanović et al., 1997).

2.3. Kvalitet voda za navodnjavanje

Prilikom utvrđivanja dostupnosti vode za navodnjavanje podjednako je značajno ispitati i kvantitet i kvalitet. Kvalitet određene vode koja je dostupna za korišćenje ukazaće na podobnost vode za određenu namenu. Narastajuće iskustvo u adekvatnoj upotrebi voda dovodi nas do visokog stepena za procenu podobnosti dostupne vode za određenu namenu, pre nego što takvu vodu smatramo neprimenljivom. Nastala iskustva i znanja u proceni kvaliteta voda za odgovarajuće upotrebe organizovana su u direktive.

Ponovna upotreba otpadnih voda pruža značajan doprinos razvijanju strategije adekvatnog korišćenja i čuvanja vodnih resursa. Najčešća upotreba otpadnih voda je u svrhu navodnjavanja, poljoprivrednih i urbanih površina. Tako da ponovnom upotrebom voda stvaramo nove izvore i usavršavamo proces uštede voda, što je od velikog značaja naročito u oblastima sa limitiranim padavinama (Angelakis et al., 1999).

2.3.1. Pregled direktiva – nekad i sad

Dobar pregled i evaluacija direktiva koje su se prethodno koristile prilikom procene kvaliteta voda za poljoprivrednu dat je u FAO/Unesco International Sourcebook on Irrigation, Drainage and Salinity (1973). Pored jasnog pregleda osnovnih problema koji mogu nastati prilikom korišćenja vode za navodnjavanje povišenog saliniteta, o mikroelementima postoji zanemarljiv broj smernica. Istraživanja Ayers i Westcot, 1985 bila su posvećena glavnim problemima od značaja prilikom određivanja upotrebe vode za poljoprivredu (salinitet, permeabilnost, toksičnost natrijuma, hlorida i bora), dok su povišene koncentracije mikroelemenata svrstale u grupu „ostala razmatranja“. U tabeli 5 predstavljene su preporučene maksimalno dozvoljene koncentracije (MDK) pojedinih mikroelemenata Nacionalne akademije nauka Engleske iz 1972. godine, EPA smernice o mikroelementima za ponovnu upotrebu voda iz 2012. godine i MDK nacionalnog Pravilnika.

Agencija za zaštitu životne sredine (EPA) 1980.-e godine objavila je prve smernice za ponovnu upotrebu voda. Definisani kriterijumi, tada za sadržaj mikroelemenata za dugogodišnje navodnjavanje, nisu se značajno promenili, izuzev smanjenja preporučene granice za sadržaj bora. Međutim, zasnovano na očuvanju

održive ponovne upotrebe voda za navodnjavanje, u novim smernicama iz 2012.-e godine preporučuje se značajno snižavanje graničnih vrednosti za kratkotrajno navodnjavanje određenog poljoprivrednog zemljišta. Ovakav pristup je u skladu sa preporukama Organizacije za hranu i poljoprivredu (FAO, 1985).

Ekonomski razvoj doveo je do intenziviranja degradacije kvaliteta vode na svetskom nivou. Povećanje zagađenja voda, naročito izraženo u razvijenim zemljama, upravo dovodi do povećanog rizika po javno zdravlje, bezbednost hrane i ekonomiju (UNEP, 2014).

Kvalitet voda za navodnjavanje značajno doprinosi kvalitetu i kvantitetu žitarica, samim tim utiče i na ljudsko zdravlje, zbog svog izraženog uticaja na sastav zemljišta, prinos i životnu sredinu (Hoek et al., 2001; Bouaroudj et al., 2019).

Dugotrajnog korišćenje voda za navodnjavanje koji imaju povišene koncentracije mikroelemenata može da rezultira u smanjenju rasta gajenih biljaka (Ayers i Westcot, 1985).

Porast svetske populacije prouzrokuje sve veće potrebe vode adekvatnog kvaliteta za poljoprivredu. Negativan uticaj na kvalitet životne sredine narasta usled brzog razvitka industrije, u proteklih nekoliko decenija. Efluenti iz različitih grana industrije ispuštaju se u prirodne vode, rezultat je kontaminacija površinskih i podzemnih voda (Akbar Jan et al., 2010; Tenkouano et al., 2019).

Na globalnom nivou zalihe voda adekvatnog kvaliteta ubrzano se smanjuju, naročito u manje razvijenim regionima sveta, koji takođe imaju visoku stopu rasta populacije i učestale probleme usled kontaminacije voda. Dostupne zalihe voda moraju se koristiti delotvornije, u smislu recikliranja i ponovne upotrebe otpadnih voda (Qadir i Oster, 2004; Sapkota, 2019). Korišćenje kontaminiranih voda u zemljama EU ograničeno je na osnovu EU Direktive (Water Framework Directive), koja uključuje veoma strogu kontrolu kvaliteta i bezbednosti hrane, i to u saradnji sa Evropskom agencijom za bezbednost hrane (European Food Safety Authority – EFSA). U poslednje dve decenije temeljnije se ispituje problematika povišenih koncentracija mikroelemenata.

Navodnjavanje otpadnim vodama može značajno povisiti koncentracije potencijalno toksičnih elemenata u zemljištu. Postojanost zagađujućih materija u zemljištima je znatno veća nego u ostalim delovima biosfere, i kontaminacija zemljišta,

naročito metalima, praktično je trajna (Kabata-Pendias, 2001). Upravo iz tog razloga, prilikom procene otpadnih voda iz industrije i mogućnosti upotrebe vode marginalnog kvaliteta za navodnjavanje posebno se posvećuje pažnja povišenim koncentracijama metala (Nazif et al, 2006; Rattan, 2005; Dökmen,2004; Al-Subu et al, 2002).

U našoj zemlji propisane su maksimalno dozvoljene količine opasnih i štetnih materija u zemljištu i vodi za navodnjavanje koje mogu da oštete ili promene proizvodnu sposobnost poljoprivrednog zemljišta i kvalitet vode za navodnjavanje (Zakon o vodama,“*Sl. glasnik RS*”, br. 30/2010 93/2012; Pravilnik o dozvoljenim količinama opasnih i štetnih materija u zemljištu i vodi za navodnjavanje i metodama njihovog ispitivanja,“*Sl. glasnik RS*”, br. 23/94; Uredba o graničnim vrednostima zagađujućih materija u površinskim i podzemnim vodama i sedimentu i rokovima za njihovo dostizanje, “*Sl. glasnik RS*“, br. 50/2012; Uredba o programu sistematskog praćenja kvaliteta zemljišta, indikatorima za ocenu rizika od degradacije zemljišta i metodologiji za izradu remedijacionih programa, “*Sl. glasnik RS*”, br. 88/2010).

Tabela 5. MDK pojedinih mikroelemenata u vodama za navodnjavanje (ppm)

	Engleska ¹	EPA ²	Nacionalni Pravilnik ³
As	0,1	0,1	0,05
B	1,0	0,75	1,0
Cd	0,01	0,01	0,01
Cr	0,1	0,1	0,5
Co	0,05	0,05	/
Pb	5,0	5,0	1,0
Mn	0,2	0,2	/
Mo	0,01	0,01	/
Ni	0,2	0,2	0,1
Zn	2,0	2,0	1,0

Izvor:

¹Nacionalna akademija nauka Engleske, Kriterijumi kvaliteta vode za navodnjavanje 1972.

²Guidelines for Water Reuse. EPA/600/R-12/618

³Nacionalni pravilnik “*Sl. glasnik RS*”, br. 23/94

Pravilnik o dozvoljenim količinama opasnih i štetnih materija u zemljištu i vodi za navodnjavanje i metodama njihovog ispitivanja,“*Sl. glasnik RS*”, br. 23/94, propisuje MDK materija koje mogu negativno da utiču na plodnost poljoprivrednog zemljišta i

kvalitet vode za navodnjavanje, poreklom iz agrohemijskih, slivanja sa deponija i industrijskih otpadnih voda. U ovom pravilniku kao opasne materije smatraju se: As, Cd, Cr, F, Hg, Ni i Pb; a štetne materije: B, Cu i Zn.

Prilikom ocene upotrebljivosti voda za navodnjavanje važno je sjediniti ekološke, agronomске i ekonomske kriterijume. Ekološki kriterijumi karakterišu kvalitet voda sa aspekta zaštite životne sredine i obezbeđuju odgovarajuće uslove za zaštitu prirodnih resursa tokom navodnjavanja. Agronomski kriterijumi se koriste za ocenu kvaliteta vode sa aspekta poboljšanja i očuvanja plodnosti zemljišta. Ekonomski kriterijumi ukazuju na mogućnost dobijanja ekonomski isplativog proizvoda prilikom korišćenja određenog načina, odnosno sistema za navodnjavanje.

2.3.2. Zagađenje voda mikroelementima

Ispitivanje prisustva i koncentracije mikroelemenata u vodi neophodno je kako za pručavanje geohemijskog ciklusa elemenata tako i za kvalitet životne sredine. Ekološke posledice takvog zagađenja ne mogu se sa sigurnošću predvideti kao ni proceniti. Kada dospeju u zemljište ovi elementi se uglavnom ne zadržavaju dugo u rastvorljivoj formi, naročito kada su metali u pitanju. Najčešće su u obliku suspendovanih koloida ili bivaju fiksirani za organske i pojedine mineralne supstance.

Na hemijsku formu metala u vodi utiče niz faktora: rastvorljivost elemenata koje gradi, dostupnost kompleksnih agenasa, oksidaciono stanje elemenata, oblik nastalog kompleksa, oblik jonskih parova, redoks i pH uslovi sredine, adsorpcija i/ili desorpcija na čestice, i biohemijski procesi.

Nekoliko elemenata identifikovani su u vodi samo u formi katjona (Co^{2+} , Cs^+ , Li^+ , Ni^{2+} , Rb^+). Pojedini metali (Cd, Cu, Hg, Pb, Zn) grade komplekse, na primer olovo može postojati u vodi kao katjon: Pb^{2+} , PbCl^+ , $\text{Pb}_3(\text{OH})_4^{2+}$, $\text{Pb}_4(\text{OH})_4^{4+}$, kao i anjon: PbCl_3^- , $\text{Pb}(\text{OH})^-$, $\text{Pb}(\text{OH})_3^-$ (Kabata-Pendias i Mukherjee, 2007).

Vignati (2004) utvrdio je četiri grupe elemenata na osnovu njihovih frakcija u prirodnim vodama :

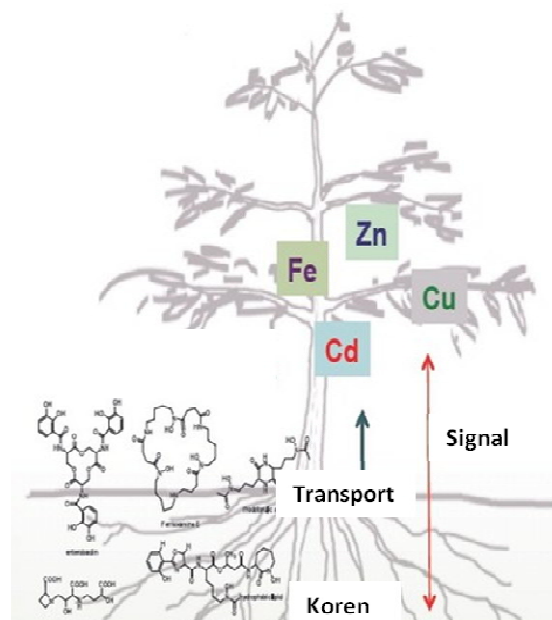
- Metali uglavnom u asocijaciji sa suspendovanim česticama i sa koloidima velike molekulske težine (Al, Ti i Pb);

- Katjoni u tragovima : Co, Cu, Fe, Mn, Ni i Zn, varijabilno raspoređeni između čestica, koloida i potpuno rastvorene faze u zavisnosti od uslova životne sredine;
- Oksianjoni: As, Mo, Sb i U malo povezani sa suspendovanim česticama i koloidima, uglavnom u potpuno rastvorenoj fazi;
- Metali varijabilnog karaktera: Cr i V, mogu se naći u različitim formama i različitim fazama u zavisnosti od ostalih parametara

Veliki broj metala se često nalazi u obliku finih koloida koji su adsorbovani na koloidnim hidroksidima gvožđa i mangana (Hart i Hines, 1994). Metali se mogu transportovati kroz vodu sorpcijom na koloidnim organskim materijama (Beckett, 1990).

2.4. Fitotoksičnost mikroelemenata

Biljke imaju vrlo značajnu ulogu u procesu kruženja mikroelemenata u prirodi. Prilikom ispitivanja njihove uloge neophodno je poznavanje ekologije i mehanizma nakupljanja, metabolizma i raspodele elemenata u biljkama, elementi mogu ući u lanac ishrane preko biljaka.



Slika 3. Interakcija zemljišta i biljaka tokom usvajanja metalnih jona

Izvor : Heavy metal homeostasis in plants, Kuo-Chen Yeh

Mikroelemente biljke usvajaju prvenstveno iz zemljišta korenovim sistemom (slika 3), pri određenim uslovima proces usvajanja može se odvijati i preko nadzemnih organa. Poznavanje koncentracija i hemodinamike neophodnih i potencijalno toksičnih elemenata u poljoprivrednim zemljištima je od velikog značaja u procesu proizvodnje kvalitetne i zdravstveno bezbedne hrane (Surdyk et al., 2010; Keshavarzi et al., 2019). U cilju potpunog razumevanja ovog procesa u razmatranje se moraju uključiti i različite metode i pristupi ispitivanjima otpornosti biljaka na zagađujuće materije, kao i sami procesi usvajanja elemenata iz kontaminiranih zemljišta i njihove dalje distribucije od korena do nadzemnih delova biljaka koje se koriste u ishrani (Stikić i Jovanović, 2012).

Potencijalno toksični elementi (As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb i Zn) mogu imati veoma negativan efekat na zemljište, kvalitet voda i biljke, takođe i na naše zdravlje (Schwarzenbach et al., 2010; Jomova and Valko, 2011; Alloway, 2013; Salvo et al., 2018).

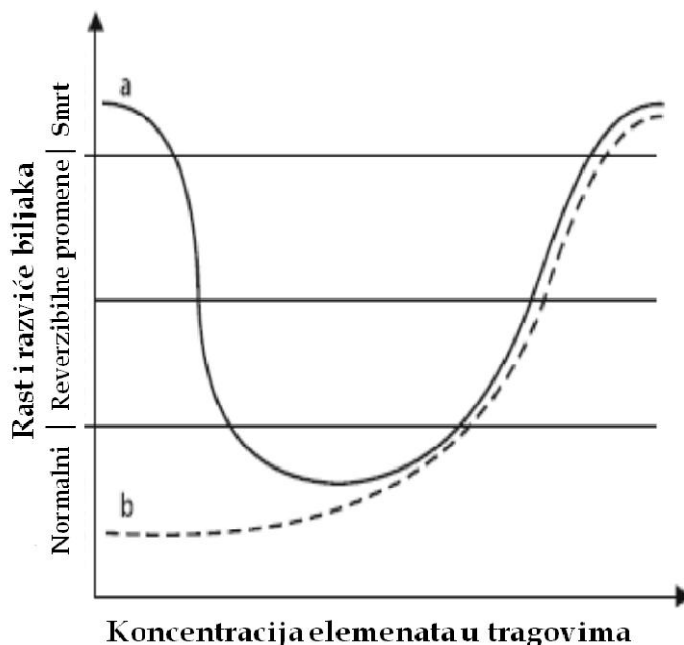
2.4.1. Neophodni, korisni i štetni elementi

Elementi koji ulaze u sastav biljaka nisu podjednake značajnosti. Pojedini elementi su neophodni jer bez njih biljke ne mogu da završe svoj životni ciklus, drugi deluju stimulatивно iako nisu neophodni. Jedna grupa elemenata, neesencijalnih, kao što su Pb, Cd, Ni i Cr pri određenim koncentracijama na biljke deluju vrlo toksično (Alloway, 1995).

Posmatranjem kako se biljka razvija kada je određeni element prisutan u hranljivom rastvoru, a kako kada nedostaje u istom rastvoru dolazi se do zaključka da li je taj element neophodan ili koristan. Ukoliko u rastvoru nije prisutan neophodni element na biljci se mogu uočiti karakteristične promene i biljka ne može da završi životni ciklus. U ovu grupu elemenata svrstavaju se: C, O, H, N, P, K, Ca, S, Fe, Mg, B, Mn, Zn, Cu, Mo i Co. Bez korisnih elemenata biljka može da se razvija, u ovu grupu svrstavaju se sledeći elementi: Na, Cl i Si (Sarić, 1971).

Usled već pomenutog globalnog trenda koji čini rastuća populacija ljudi kao i industrijska revolucija veliko interesovanje usmereno je na ispitivanje i potencijalno toksičnih elemenata. U ovu grupu elemenata svrstavaju se oni koji u adekvatnoj koncentraciji deluju stimulatивно na rast i razviće biljke, ali ako su prisutni u višim

koncentracijama deluju toksično na biljku. Slika 4. šematski prikazuje razliku uticaja esencijalnih i potencijalno toksičnih elemenata na rast i razviće biljaka.



Slika 4. Šematski prikaz uticaja deficitarnih i toksičnih koncentracija na rast i razviće biljaka: a – esencijalni elementi; b – neesencijalni /potencijalno toksični/ elementi

Izvor : Kabata-Pendias & Mukherjee (2007)

2.4.2. Faktori koji utiču na usvajanje elemenata od strane biljaka

Ispitivanje interakcije zemljište-biljka, odnosno dinamike usvajanja i distribucije određenog elementa u biljci, u korelaciji je sa više abiotičkih i biotičkih faktora sredine.

Visina temperature zemljišta predstavlja značajan faktor pri usvajanju elemenata od strane biljaka. Mnogobrojna ispitivanja ukazala su da je pri najnižoj temperaturi najmanje usvajanje elemenata (Wang, et al., 2018; Kalisz et al., 2019). Zavisnost količine usvajanja elemenata od temperature ogleda se u tome što pri višim temperaturama dolazi o bržeg obrazovanja jedinjenja usvojenih elemenata sa materijama koje su prisutne u ćelijama. Na ovaj način, dolazi do bržeg oslobađanja aktivnih mesta na koje ponovo mogu da se adsorbuju elementi iz spoljašnjeg rastvora.

Takođe, na usvajanje mineralnih materija znatno utiču intenzitet i kvalitet svetlosti (Sugita et al., 2017). Svetlosni optimum je karakterističan je za svaki element.

Povišenje pH vrednosti izaziva relativno smanjenje usvajanja anjona i povećanje usvajanja katjona, i obrnuto, u slučaju smanjene pH vrednosti doći će do povišenog usvajanja anjona i smanjenog usvajanja katjona.

Bolja aeracija zemljišta takođe je značajan faktor, pri ovim uslovima konstantovano je intenzivnije usvajanje mineralnih materija.

Neophodnu ravnotežu u procesu usvajanja mineralnih materija od strane biljaka osigurava i uzajamno dejstvo jona, odnosno antagonizam i sinergizam. Uzajamno dejstvo jona može da postoji između mikroelemenata i makroelemenata, kao i između mikroelemenata (tabela 6). Ovi odnosi mogu se javiti u okolini korenovog sistema, na površini membrane i u samoj ćeliji (Kabata-Pendias i Mukherjee, 2007).

Ispitivanja su pokazala da se biljka razvija normalno ukoliko se drži u hranljivom rastvoru koji u sebi sadrži više soli. Međutim, ako se radi o rastvoru koji u sebi sadrži samo jednu so može doći do poremećaja fizioloških procesa u biljci, u nekim slučajevima i do uginuća (Kabata-Pendias i Mukherjee, 2007). Zaključak je da u hranljivom rastvoru u kome se nalazi više soli dolazi do uspostavljanja ravnoteže i time se sprečava usvajanje jednog jona preko optimalne koncentracije kada taj jon postaje toksičan za biljku.

Antagonizam jona karakterističan je za biljnu vrstu i uslovljen je nizom faktora. Najviše antagonističkih odnosa primećeno je kod sledećih elemenata: Cu, Fe, Mn, i Zn sa nekoliko ostalih elemenata poput As, Cr, Cr, Fe, Mo, Ni, Pb, Rb, and Se (Kabata-Pendias and Pendias 2001). Nedostatak jednog esencijalnog elementa može pozitivno uticati na usvajanje drugog mikroelementa. Kompenzaciona akumulacija mikroelementa usled stresa izazvanog deficijencijom mikronutrijenta ispitivana je za nekoliko elemenata, konstantovano je da ova pojava najčešće postoji između sledećih elemenata: Fe i Cu, Zn i Mn, Mn i Cu (Rengel et al., 1998).

Tabela 6. Interakcije između makroelemenata i elemenata u tragovima

Makroelementi	Antagonizam	Sinergizam
Ca	Al, B, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cs, Cu, F, Fe, Li, Mn, Ni, Pb, Sr i Zn	Cu, Mn i Zn
P	Al, As, B, Be, Cd, Cr, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Rb, Se, Si, Sr i Zn	Cu, F, Fe, Al, B, Cu, Fe, Mn, Mo i Zn
Mg		Al i Zn
K	Al, Ba, Be, Cr, Mn i F	/
S	Al, B, Cd, Cr, F, Hg, Mn, Mo i Rb	F i Fe
N	As, Ba, Fe, Mo, Pb, Se i Zn	B, Cu, Fe i Mo
Cl	B, Cu, F i Mn	/
Na	Br i I	/
Si	Mn B i Mn	/

Izvor : Kabata-Pendias & Mukherjee (2007)

Kao izrazito kompleksni odnosi pokazali su se odnosi: Cd/Zn, Cd/Cu and Cu/Zn. Odnos Zn/Cd može se okarakterisati kao antagonistički, a odnosi Cu/Zn i Cu/Cd kao neaditivni. Međutim, kada se bilo koji od ovih elemenata nalazi u koncentraciji koja je za biljku toksična dominira udruženi efekat, odnosno sinergizam (Sharma et al., 1999). Prilikom ispitivanja odnosa Cd/Zn zapaženo je da prilikom usvajanja Cd ulogu regulatora ima Zn, i to u slučaju kada su u zemljištu visoke koncentracije Cd (Kabata-Pendias and Terelak 2004; Zare et al., 2018).

Intenzitet usvajanja i nagomilavanja elemenata zavisi od elementa i od posmatrane biljne vrste, ali je uglavnom najveći u prvim danima rasteња i razvića biljaka. Intenzitet usvajanja opada postepeno do kraja vegetacije. U poljskim uslovima, kada su obično prisutni ostali limitirajući faktora, intenzitet usvajanja je još manji. Pri takvim uslovima, količina vlage je osnovni limitirajući faktor od kojih zavisi usvajanje mineralnih elemenata, u kasnijim momentima rasteња biljaka (Sarić, 1971).

Mehanizam zaštite od prevelike apsorbcije nekog metala može se razviti kada se koreni biljaka nalaze izloženi izrazito povišenim koncentracijama tog metala (Santa-María i Cogliatti, 1998; Kabata-Pendias i Mukherjee, 2007).

2.4.3. Sadržaj mikroelemenata u biljkama

Koncentraciju mikroelemenata u biljkama (tabela 7) uglavnom odražava, prevashodno njihova zastupljenost u zemljištu, zatim u zemljišnom rastvoru, vazduhu i vodi. Osnovi procesi, kao što su absorpcija, transfer i distribucija elemenata u biljci, zatim kompeticija jona i njihova inetrakcija, kao i metabolički procesi karakterišu metaboličku ulogu svakog elementa u biljci. Nekoliko mikroelemenata, poput Cu, Fe, Mn, Mo i Zn su koenzimi i iz tog razloga je i njihova uloga u metabolizmu biljne ćelije značajna.

Biljke pokazuju različite tendencije u usvajanju mikroelemenata što se može uočiti u brojnosti faktora od kojih usvajanje zavisi. Tokom evolucije, biljke su razvile i mehanizme adaptacije i tolerancije na stres koji postoji u okolini u kojoj rastu i razvijaju se. Stoga, odgovor biljke na mikroelemente u životnom okruženju neophodno je ispitati za svaki sistem posebno (Kabata-Pendias i Mukherjee, 2007).

Interakcija između potencijalno toksičnih elemenata i biljaka je od značaja za stabilnost ekosistema čime se smanjuje rizik od njihovog ulaska u lanac ishrane.

Tabela 7. Procečne koncentracije pojedinih mikroelemenata u listovima različitih biljnih vrsta (ppm)

	Deficijent	Normalne	Toksične	Tolerante za gajene biljke
As	/	1 – 1,7	5 - 20	0,2
B	5 - 30	10 - 100	50 - 200	100
Cd	/	0,05 – 0,2	5 -30	0,05 – 0,5
Co	/	0,02 - 1	15 - 50	5
Cr	/	0,1 – 0,5	5 - 30	2
Cu	2 - 5	5 - 30	20 - 100	5 - 20
Hg	/	/	1 - 3	0,2
Mn	10 - 30	30 - 300	400 - 1000	300
Mo	0,1 – 0,3	0,2 - 5	10 - 50	/
Ni	/	0,1 - 5	10 - 100	1 - 10
Pb	/	5 - 10	30 - 300	0,5 – 10
Zn	10 - 20	27 - 150	100 - 400	50 - 100

Izvor: Kabata-Pendias, 2010

Mehanizmi koji pružaju biljkama tolerantnost mogu biti konstitutivni i indukovani (adaptivni). Od velikog je značaja razlikovati ova dva tipa mehanizma tolerancije prilikom istraživanja tolerancije biljaka prema potencijalno toksičnim elementima (Meharg, 1994).

2.4.4. Biljke u stresu izazvanom toksičnim koncentracijama metala

Usvajanje i translokacija metala unutar biljke počinje mobilizacijom i akumulacijom jona metala na površini korena, njihov transport vrši se preko specifičnih membranskih transportera kroz membrane ćelije korena. Putem simplasta i apoplasta odvija se dalji prenos usvojenih jona metala do ksilema i nadzemnih delova biljke. Stres biljke izazvan povišenim koncentracijama metala do nivoa toksičnih za biljku ogleda se u jonskom stresu koji dalje remeti fiziološke i metaboličke procesi, ove promene primetne su prilikom rasta i razvijanja biljke.

Fotosintetički aparat je pod direktnim uticajem stresa izazvanog povišenim koncentracijama metala, što se ogleda u smanjenju fotosinteze (Paunov et al, 2018; Sun et al., 2018). Takođe, direktan uticaj ogleda se kada dođe do zamene Mg u strukturi hlorofila metalom, dolazi do smanjenja sinteze hlorofila zbog inhibicije enzima koji u tom procesu učestvuju. Ispitivanja su pokazala da ako dođe do zamene Mg u molekulu hlorofila sa metalom (Cd, Cu, Hg, Ni, Zn, Pb) dolazi do značajnog oštećenja biljaka, a stepen oštećenja zavisi od intenziteta svetla (Prasad, 1998). Provodljivost stoma takođe je pod direktnim uticajem ovog stresa jer metali mogu da reaguju sa signalima koji su neophodni za proces otvaranja stoma.

Smanjivanje aktivnosti enzima još jedan je primer direktnog uticaja toksičnih koncentracija metala (Ashraf i Tang, 2017), ovaj uticaj ogleda se u remećenju pojedinih metaboličkih procesa, zatim inhibiciji deobe rastenja ćelija, redukciji rastenja biljaka i to najprimetnije na nivou korena.

Indirektan uticaj povišenih koncentracija metala zapaža se pri nutritivnom stresu. Takođe, pri promenama u transportnim karakteristikama membrane i kroz oksidaciju strukturnih komponenti biomembrana, proteina i lipida.

Biljka može da razvije mehanizam otpornosti na stres metala putem izbegavanja stresa i tolerancije (Stikić i Jovanović, 2012). Mehanizmi izbegavanja stresa metala teže

da spreče dostizanje visokih, odnosno toksičnih vrednosti koncentracija metala u biljci. Mehanizam fizičkog izbegavanja ostvaruje se razvijanjem korena ka slojevima zemljišta koji ne sadrže visoke koncentracije metala. Izuzev ovog mehanizma izbegavanje može da se vrši i tako što biljka luči određena jedinjenja, na primer organske kiseline, putem korena u zemljište, prisustvo ovih jedinjenja snižava pH vrednost i redukuje usvajanje jona od strane biljaka.

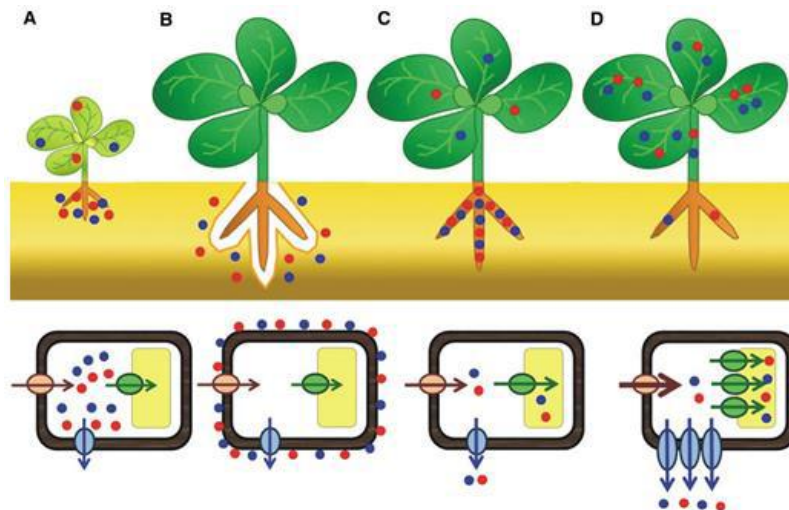
Još jedan primer mehanizma izbegavanja predstavlja akumulacija jona metala u ćelije zida korena, dalje se efekat toksičnosti metala smanjuje katjonskom izmenom.

Preživljavanje biljke u uslovima stresa povišenih koncentracija metala omogućeno je i različitim mehanizmima tolerancije koji su genetski regulisani. Ovi procesi kontrolišu distribuciju metala u biljci od usvajanja do detoksikacije, uključujući i proces transporta i akumulacije. Metal-transporteri zaduženi su za transport elemenata u vakuolu. Ovom procesu doprinose organske i amino kiseline, kao i više vrsta helatora.

Promene u propustljivosti i selektivnosti membrane doprinose mehanizmu tolerancije biljaka na ovaj stres, jer na ovaj način dolazi do promena u aktivnom transportu jona kroz membranu (Stikić i Jovanović, 2012).

Na osnovu načina usvajanja i distribucije metala biljke se mogu podeliti u sledeće grupe (Peralta-Videa et al., 2009; Bhargava et al., 2012; Alagić et al., 2014) :

- ♣ Ekskluderi – biljke koje ne usvajaju toksične metale unutar ćelija korena i u koncentracija metala održava se na niskom nivou u odnosu na koncentraciju metala u zemljištu. Ekskluderi mogu poslužiti u procesu sprečavanja daljeg širenja zagađujućih materija stabilizacijom tih materija u zemljištu, naročito u slučaju erozije.
- ♣ Akumulatori – biljke koje usvajaju metale unutar ćelija korena, i u kojima dolazi do bioakumulacije metala u nadzemnim delovima.
- ♣ Indikatori – kod biljaka indikatora usvajanje i transport metala u nadzemne organe verno odražava njihovu koncentraciju u spoljašnjoj sredini. Naziv indikatori su dobile jer se često upotrebljavaju kao biološki indikatori za utvrđivanje koncentracije metala za biljku neophodnih elemenata u zemljištu.



Slika 5. Različiti načini usvajanja i distribucije metala kod biljaka: A – Biljke osjetljive na metale; B – Ekskluderi; C – Metal tolerantni, nehiperakumulatori; D – Hiperakumulatori

Izvor: Alagić et al. 2014

Metalofitima se nazivaju biljke koje mogu da rastu u uslovima povišenih koncentracija metala u zemljištu (Baker et al., 1994; Bothe, 2011). Ove biljke su razvile toleranciju na takve neadekvatne uslove u zemljištu i na osnovu mehanizma kojim postižu toleranciju mogu se podeliti na vrste koje su osjetljive prema metalima, rezistentne prema metalima, nehiperakumulatorske i hiperakumulatore.

Prilikom naučnih ispitivanja nije precizno utvrđen standard za hiperakumulatore, od autora do autora uočljive su razlike tačnih granica kao i kriterijuma za količinu akumulacije metala. Generalno posmatrano, hiperakumulatori su biljke koje mogu da akumuliraju metale u svojim nadzemnim organima u koncentracijama znatno višim od onih koje su prisutne u zemljištu ili u poređenju sa nekom neakumulatorskom biljkom (Memon et al., 2001). Oni su hipertolerantni na metale koje usvajaju (McGrath et al., 2001).

2.4.5. Koeficijenti kojima se procenjuje implementacija elementa u sistemu voda/zemljište/biljka

Koeficijent (faktor) kontaminacije

Prvi stepen procene zagađenosti zemljišta metalima jeste odnos srednje vrednosti određenog metala (C_{o-1}) sa vrednošću njegove prirodne „background“ koncentracije (C_n) ispitivanog područja.

Taj odnos naziva se koeficijent kontaminacije (C_f) i može se predstaviti sledećom jednačinom (Hakanson, 1980) :

$$C_f = \frac{C_{o-1}}{C_n} \quad (1)$$

Predložene su četiri klase zagađenja na osnovi vrednosti C_f :

- $C_f < 1$ – nizak stepen zagađenja
- $1 \leq C_f < 3$ – srednji stepen zagađenja
- $3 \leq C_f < 6$ – znatan stepen zagađenja
- $6 \leq C_f$ – jako visok stepen zagađenja

Indeks zagađenja zemljišta

Nakon određivanja koeficijenta kontaminacije (C_f) za svaki metal pojedinačno može se izračunati indeks zagađenja (PLI) koji predstavlja n -ti koren proizvoda n koncentracionih faktora prema jednačini (Tomlinson et al., 1980):

$$PLI = (C_{f_1} \times C_{f_2} \times C_{f_3} \dots \times C_{f_n})^{1/n} \quad (2)$$

Ukoliko je PLI veći od 1 može se zaključiti da je došlo do kontaminacije metalima i da je zagađenje antropogenog porekla.

PLI omogućava upoznavanje kvaliteta životne sredine i pruža spoznaju o statusu zagađenog područja (Suresh et al., 2012)

Bioakumulacioni faktor

Mogućnost biljke da usvaja određeni metal u odnosu na količinu datog metala u zemljištu može se sagledati kroz bioakumulacioni faktor (BTF) koji predstavlja odnos

između koncentracije metala u biljci i ukupnog sadržaja metala u zemljištu (Abdu et al., 2011), predstavljen je sledećom jednačinom :

$$BTF = \frac{C_{biljka}}{C_{zemljište}} \quad (3)$$

Translokacija metala

Translokacija metala iz jednog dela biljke u drugi, praćenje distribucije datog metala u biljci predstavlja se odnosom između koncentracija datog metala u korenu i u ispitivanom delu biljke, taj odnos se naziva translokacioni faktor (TF) i računa se prema sledećoj jednačini (Bidar et al., 2009) :

$$TF = \frac{C_{nadzemni}}{C_{koren}} \quad (4)$$

Particioni koeficijent

Metali koji grade jedinjenja u vodi teško rastvorljiva imaju tendenciju vezivanja, u površinskim vodama, za čestice sedimenta.

Sklonost metala da gradi takva jedinjenja izražava se preko parametra K_d koji se naziva particioni koeficijent (Manahan, 2011):

$$K_d = \frac{C_s}{C_w} \quad (5)$$

gde je C_s koncentracija metala u sedimentu, a C_w koncentracija metala u vodi.

2.5. *Chenopodium quinoa* Will

Navodnjavanje useva kontaminiranom vodom primenjuje se na žitima koja su u Srbiji zastupljena na veoma malim površinama, a pojedina se ne gaje. To su kvinoja, heljda i krupnik. Ove vrste su, prema dosadašnjim saznanjima, tolerantnije na zagađenja životne sredine u odnosu na mnoge ratarske biljke. Ove kulture odlikuju se visokom nutritivnom vrednošću glavnog proizvoda, zrna koje se koristi za spremanje skrobno-belančevinaste hrane. Sporedni proizvodi (listovi i delovi stabala) koriste se u raznim industrijskim granama, na primer farmaceutske, kao i u narodnoj medicini. Značajne su i u ishrani domaćih životinja. Kratak vegetacioni period heljde i kvinoje omogućava da se one gaje i postrno što povećava ukupnu dobit sa poljoprivredne površine tokom godine.

Sa promenama u ishrani čovečanstva, alternativnim žitima se postepeno ponovo pridaje nekadašnji značaj. Tome najviše doprinose njihove nutritivne specifičnosti, odnosno proizvodi koji su visoke nutritivne vrednosti. Alternativna žita pokazuju veliku toleranciju prema uslovima uspevanja, odnosno prema klimi i zemljištu. Iz tog razloga mogu uspešno da se gaje na različitim geografskim prostorima, pri uslovima veoma različitih klimatskih okolnosti u svetu. U tome poseban značaj ima kvinoja.



Slika 6. *Chenopodium quinoa*

Izvor: <http://www.henriettesherbal.com>

– Henriette Kress

2.5.1. Istorija dobrobiti gajenja kvinoje

Andska regija, postojbina velikih civilizacija poput Tiahuanako i Inke, smatra se i autohtonom teritorijom mnogih biljnih vrsta, jedna od njih je kvinoja (*Chenopodium quinoa* Willd.) (slika 7). Kultivisanjem samoniklih biljaka nastala je gajena vrsta, ove samonikle biljke rasele su na teritoriji na kojoj se danas nalaze Bolivija, Peru i Ekvador.



Slika 7. Kvinoja – drevna kultura
Izvor:
<http://www.ancientgrains.com/quinoa-history-and-origin/>

U ishrani drevnih kultura ove teritorije kvinoja je bila glavna namirnica, iz tog razloga proširila se na različitim poljoprivrednim područjima u regionu (FAO, PROINPA, INIAF i IFAD, 2013). Inke, najnaprednija civilizacija u srednjem veku, dobili su zabranu gajenja kvinoje od strane španskih osvajača, koji su smatrali da će ih na taj način dodatno ugroziti. Međutim, gajenje kvinoje nastavljeno je na manje pristupačnim planinskim oblastima čime je postignuta i adaptacija ovog žita na nepovoljne klimatske i poljoprivredne uslove (Glamočlija et al., 2012).

Inke su uvidele visoku hranljivu vrednost ovog žita, lakoću obrade i gajenja useva. Konzumiranje kvinoje kao značajne komponente, u to vreme, nadomestilo je nedostatak životinjskih proteina u ishrani (Konziol, 1992; Repo-Carrasco et al., 2003).

2.5.2. Biološke osobine

Kvinoja pripada porodici pepeljuga (*fam. Chenopodiaceae*), ali je svrstana u alternativna žita prema načinu gajenja i korišćenja zrna u ishrani (Jacobsen i Muica, 2002). Prema biološkim osobinama kvinoja je jednogodišnja zeljasta biljka sa periodom trajanja vegetacije od 90 do 125 dana. Vreme nicanja je 3-5 dana kada je posejana u optimalnim uslovima toplote i vlažnosti zemljišta dolazi do nicanja za 3-5 dana, dalji rast je nešto sporiji. Njen korenov sistem je vretenast razgranat i usled toga poseduje veliku akumulativnu moć za hranljive elemente i vodu (Glamočlija et al, 2012).

Kvinoja bi mogla da postane i alternativa za ozime kulture (Bertero, 2001) ili da se koristi kao predusev, naročito u slučajevima kada je neophodna rana žetva radi setve sledeće kulture (Ruiz et al., 2008).

Na osnovu visokog sadržaja proteina, u odnosu na konvencionalne žitarice, kao i nutritivno značajnog sastava proteina (Lambert i Yarwood, 1992) poslednjih godina ova žitarica dobila je povećano interesovanje i širom Evrope. Zbog svojih nutritivnih vrednosti (bogata proteinima, mastima, dijetetskim vlaknima, mineralima) primenjuje se u proizvodnji hleba, pasti i hrani za bebe (Nsimba et al., 2008).

Procenjena visoko nutritivna vrednost kod alternativnih žita, pa i kvinoje, povezana je sa njihovim kvalitativnim i kvantitativnim sastavom proteina (Gorinstein et al., 2002; Mota et al., 2016). Sadržaj proteina kod kvinoje kreće se u vrednostima od 12.1 do 14.5% (Alvarez-Jubete et al., 2010; Nascimento et al., 2014), maksimalni sadržaj može se kretati i do 22,08 % (Bhargava et al., 2006; Varisi et al., 2008) sa visokim sadržajem lizina i metionina, antioksidanata poput karotenoida (Eberhardt et al., 2000) i vitamina C (Gómez-Caravaca, 2014). Gornji slojevi semena kvinoje akumuliraju saponine (preko 0,11 %), njihovo prisustvo čini kvinoju manje privlačnom kao sirovinu zbog gorkih ukusa njenih proizvoda (Koziol, 1991). Tehnologija uklanjanja saponina nekadašnjim pranjem osavremenjena je mehaničkim ljuštenjem (Fiallos-Jurado, 2016).

Kvinoja je izabrana za kulturu koja predstavlja bogat izvor zdravstveno bezbedne hrane 21. veka (FAO, 2006), a 2013.god. je u svetu proglašena kao „godina kvinoje“ (FAO, 2013) zbog njene visoke nutritivne vrednosti. Ova žitarica nadmašuje prema svojim kvalitetima mleko i pšenicu, u smislu sadržaja proteina, minerala i drugih nutritivno značajnih jedinjenja (Stikić et al., 2012). Od strane WGO (World Gastroenterology Organization) kvinoja je zajedno sa amarantom i heljdom preporučena u ishrani pacijenata koji boluju od celijakije. Zbog odsustva glutena, sve ove žitarice, koriste se i u proizvodnji hrane za bebe jer se smatraju adekvatnom zamenom za pirinač (WGO, 2012).

2.5.3. Specifični uslovi uspevanja

Benefit uvođenja kvinoje u poljoprivredu Evrope diskutovana je od strane više autora, osamdesetih i devedesetih godina prošlog veka (Risi and Galwey, 1984; Galwey, 1989; Fleming and Galwey, 1995; Jacobsen and Stølen, 1993; Jacobsen et al., 1994, 1996, 1998).

U Srbiji se ova kultura ne gaji, tako da su ova istraživanja pionirska i mogu da doprinesu njenom uvođenju u proizvodnju. To je od posebnog značaja za prevazilaženje efekata klimatskih promena i zagađenja poljoprivrednih zemljišta koja su u Srbiji sve osetnija.

Kvinoja je žitarica velike genetičke raznolikosti i specifičnih karakteristika, takvih da se može prilagoditi širokom spektru klimatskih uslova od hladnih, planinskih do subtropskih, što nam pruža mogućnost uzgajanja varijeteta pri različitim uslovima životne sredine (Bertero et al., 2004). Ovaj usev može da se uzgaja u uslovima relativne vlažnosti vazduha od 40% do 88%. Može da preživi na temperaturama od -4°C do 38°C. Otporna je i na uslove pri niskoj vlažnosti zemljišta tako da može da proizvede prihvatljive prinose čak i sa padavinama od 100 do 200mm (FAO, PROINPA, INIAF and IFAD, 2013).

Kao pseudocerealija i pripadnik Chenopodeaceae familije, kvinoja je visoko isplativa u ekonomskom i nutritivnom smislu (Jacobsen, 2003; Bhargava *et al.*, 2006). Takođe, njena mogućnost da postiže zadovoljavajući prinos uprkos lošim klimatskim uslovima poput mraza (Jacobsen et al., 2005, 2007), suše (Vacher, 1998; Jacobsen et al., 2009), u uslovima visokih i niskih temperatura, kao i pri povišenom sadržaju soli (Hariadi et al., 2011; Rosa et al., 2009; Ruffino et al., 2010) i nutritivnom stresu adekvatna je za gajenje širom sveta u aridnim, semiaridnim, planinskim i zaslanjenim podnebljima (Przybylski et al., 1994; Choukr-Allah, 1996; Jacobsen, 2003; Schabes and Sigstad, 2005; Erley *et al.*, 2005; Bonifacio, 2006; Brady et al., 2007). Pojedini autori, proučavajući uspešnost gajenja određenih kultura na zaslanjenim zemljištima, smatraju kvinoju obećavajućom halofitom (Koyro and Eisa, 2008; Jacobsen, 2003; Adolf et al., 2012).

3. MATERIJAL I METODE RADA

Ispitivanja predstavljena u okviru ove doktorske disertacije deo su velikog projekta „Ispitivanje mogućnosti korišćenja kontaminiranih voda za proizvodnju alternativnih, zdravstveno bezbednih žita“ (TR31006).

Koncept ovog projekta Ministarstva nauke, prosvete i tehnološkog razvoja istražuje mogućnost korišćenja voda kontaminiranih potencijalno toksičnim elementima za navodnjavanje pšenice krupnik (*Triticum spelta* L.), heljde (*Fagopyrum esculentum* Moench) i kvinoje (*Chenopodium quinoa* Wild).

Navodnjavanje je vršeno vodom iz sabirnog kanala direktno, bez prečišćavanja. Voda za navodnjavanje je kontaminirana jer prethodno prolazi kroz pepelište termoelektrane Nikola Tesla, iz tog razloga, postoji i mogućnost stalnih promena u kvalitetu vode. Ogled je koncipiran tako da je praćen rast i razvoj gajenih kultura, nakon berbe prevashodno kvalitet zrna, sa akcentom na zastupljenost metala. Fizičke i hemijske osobine zemljišta kao podloge precizno su definisane, uz saznanje da je dato zemljište suštinski na teritoriji deponije pepela pomenute termoelektrane, praktično tehnogeno zemljište, deposal antropogenog porekla. Kvalitet voda iz sabirnog kanala praćeno je sezonski analizom i vode i mulja.

Istraživanja su koncipirana u dva eksperimentalna sistema :

1. Višegodišnji ogled u prirodnim uslovima na lokalitetu deponije pepela termoelektrane Nikola Tesla, ispitivanja su sprovedena kroz dve varijante ogleada sa navedenim kulturama :
 - a) navodnjavanje sa nekontaminiranom vodom i
 - b) navodnjavanje vodom iz kanala koji se proteže duž eksperimentalne parcele.
2. Ispitivanja u kontrolisanim uslovima gajenja biljaka. Ogled je realizovan u fitokomori Poljoprivrednog fakulteta, Univerziteta u Beogradu. U okviru ovog ogleada navodnjavanje je vršeno nekontaminiranom vodom (kontrolna serija) i veštački kontaminiranom vodom.

Izabrani materijal i fokus ove disertacije je kvinoja (*Chenopodium quinoa* Wild).

3.1. Ogljed u prirodnim uslovima

3.1.1. Odabir lokaliteta

Termoelektrana Nikola Tesla (TENT) A i B je najveći proizvođač električne energije u Jugoistočnoj Evropi sadrži ukupno osam generatora čiji ukupna snaga iznosi 2892 MW (2×210 MW, 4×308 MW i 2×620 MW). U procesu proizvodnje struje u TENT-u koristi se lignit. Pepeo se odlaže u neposrednoj blizini samih blokova termoelektrane na otvorenim odlagalištima ukupne površine oko 900 ha, hidrauličnim transportom odlaže se na deponije i pri tome se meša sa vodom iz reke Save.

Ostvarivanje ciljeva pomenutog Projekta realizovano je na lokaciji TENT B koji se nalazi na desnoj obali Save, 50 kilometara zapadno od Beograda i 17 uzvodno od kompleksa TENT A (slika 8).

TENT B poseduje dve energetske jedinice koje su najveće snage u Srbiji (po 620 MW), koje su u pogonu od 1985. godine.



Slika 8. Termoelektrana Nikola Tesla B, pepelište

Izvor: <http://www.tent.rs/tent-b>

Odabir odgovarajuće lokacije, u okviru termoelektrane Nikola Tesla B, za izvođenje ogloda u polju, bio je uslovljen blizinom kanala sa otpadnim vodama iz termoelektrane, kao i mogućnošću lakog pristupa lokaciji istraživačima i vozilima (slika 9).

Izabrana površina za postavljanje oglednog polja nalazi se na 44°37'58" SGŠ i 20°2'34" IGD.



44°37'58.0"N 20°02'34.0"E

Slika 9. Lokacija eksperimentalne parcele (preuzeto sa google maps)

3.1.2. Klimatski podaci odabranog lokaliteta

Klimatski faktor predstavlja jedan od presudnih za uspešno izvođenje poljoprivrednih ogleda u polju, posmatra se kroz prosečne temperature, padavine i evapotranspiraciju.

Klima Srbije poseduje lokalne karakteristike, ali se može svrstati u tip umereno-kontinentalne klime. Lokalne karakteristike u zavisnosti su od geografskog položaja i reljefa, kao rezultatom kombinacije faktora poput raspodele vazdušnog pritiska većih razmera, prisustvom rečnih sistema, ekspozicijom terena, vegetacijom i slično.

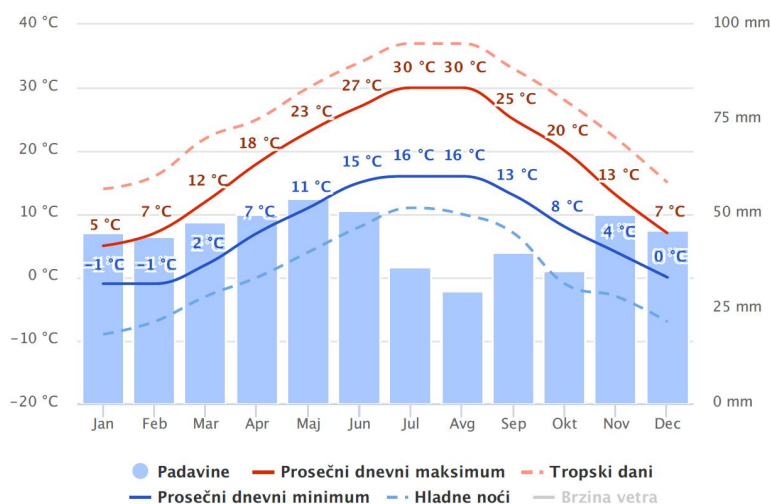
Ogledno polje, šire posmatrano, nalazi se na teritoriji opštine Obrenovac. Ova teritorija nalazi se u središnjem delu severnog umerenog klimatskog pojasa između 44°30'13" i 44°43'00" severne geografske širine i 19°58'51" i 20°20'25" istočne geografske dužine.

Na prostoru opštine Obrenovac prevladava umereno - kontinentalna klima, ovu klimu karakterišu topla leta i hladne zime. Ova opština je izložena vrlo često hladnim vazдушnim masama koje se kreću preko severne i srednje Evrope. Ovaj hladan vazduh

lako dolazi do juga usled odsustva orografskih prepreka i potpune otvorenosti prema severu i severozapadu.

Teritorija opštine Obrenovac je skoro potpuno u središtu severnog umereno toplog pojasa, sa klimom blažom od tipične panonske, kontinentalne. Prosečna godišnja temperatura na ovoj teritoriji je oko 11°C, leti oko 22°C, a zimi oko -1°C, srednje temperature kreću se u vrednostima od - 28°C do 40°C.

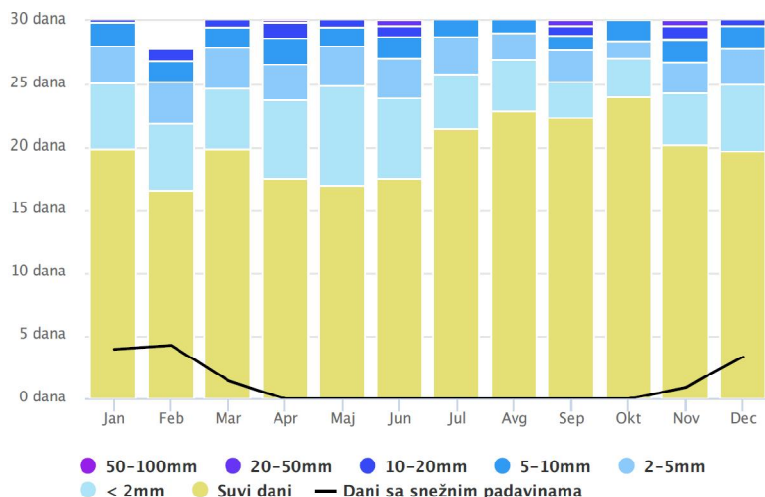
Količina padavina, prosečna godišnja u Obrenovcu je 647,2 mm/m². Prosečna godišnja količina padavina je 440 mm/m² u sušnim godinama i do 940 mm/m² , u kišnim. Maksimumi padavina zabeleženi su u junu, zatim u maju i julu (Dragićević i Karić, 2007).



Slika 10. Dijagram prosečnih temperatura i padavina na lokalitetu opštine Obrenovac

Izvor: <https://www.meteoblue.com/>

Na dijagramu (slika 10) "prosečni dnevni maksimum" (puna crvena linija) prikazuje prosečnu dnevnu vrednost svakog meseca za Obrenovac, a "prosečni dnevni minimum" (puna plava linija) prikazuje prosečnu dnevnu minimalnu temperaturu. Takođe, na dijagramu se mogu uočiti srednje vrednosti maksimalnih dnevnih temperatura i minimalnih temperatura u toku noći (isprekidana crvena i plava linija) za svaki mesec u poslednjih 30 godina.



Slika 11. Dijagram količine padavina na lokalitetu opštine Obrenovac

Izvor: <https://www.meteoblue.com/>

Dijagrami su preuzeti od „Meteoblue“, meteorološke službe stvorene na Univerzitetu u Bazelu, Švajcarska, u saradnji sa SAD Nacionalnom službom za okeane i atmosferu (NOAA) i Nacionalnim centrom za predviđanja u životnoj sredini (NCEP).

Meteoblue klimatski dijagrami oslanjaju se na informacije dobijene iz meteoroloških modela svakog sata u poslednjih 30 godina, dostupni su za svaku lokaciju na Zemlji. Oni poseduju adekvatno predviđanje tipičnih klimatskih šablona i očekivanih uslova u pogledu parametara temperature, padavina, svetlosti i vetra. Simulirane informacije su prostorne rezolucije od približno 30 km.

Period istraživanja obuhvata 2011., 2012. i 2013. godinu. Potrebni klimatski podaci preuzeti su iz godišnjaka Republičkog hidrometeorološkog zavoda za lokaciju Surčin (44°49' SGŠ; 20°17' IGD, 96 m), ova lokacija se smatra reprezentativnom za lokalitet na kojem se nalazi ogledno polje, na udaljenosti je od 19 km (78 m nmv).

Maksimalna temperatura vazduha tokom 2011. godine bila je u periodu jun-septembar sa 49 dana iznad 30°C. Ukupna suma padavina za taj period iznosi 98,3 mm, u julu mesecu 41,1 mm, dok je u avgustu palo svega 5,3 mm, gde je i zapažen temperaturni ekstrem od 39°C. 2012. godina bila je najtoplija sa najnižom sumom padavina, u toku vegetacionog perioda kvinoje sa ukupnom količinom padavina (jul, avgust i septembar) od 37,4 mm i sa 56 dana gde je temperatura vazduha bila preko 30°C. U mesecu septembru palo je 23,4 mm, dok je u avgustu palo svega 3,6 mm, u tom mesecu zabeležen je i temperaturni ekstrem (40,3°C). 2013. godina bila je

umerenija sa 73,6 mm padavina za posmatrani period, u avgustu je palo 13,3 mm, ukupni broj dana sa temperaturama vazduha iznad 30°C bio je 28.

Možemo konstatovati da su sve tri godine bila izrazito tople, dok je ekstrem u zapažanju u toku samog eksperimenta bila suša u 2012. godini na to nas i sami zvanični podaci eksplicitno upućuju.

3.1.3. Postavljanje i izvođenje višegodišnjeg ogleda u polju

Zemljište na odabranom lokalitetu je degradirano usled izvođenja građevinskih radova na izgradnji termoelektrane. Postavljanje ogleda zahtevalo je prethodnu kultivaciju koja je obuhvatala adekvatne, uobičajene agrotehničke mere. Kao predusev odabrana je pšenica krupnik koja je sejana u jesen dok je kvinoja zajedno sa heljdom sejana početkom leta. Veličina osnovne parcele iznosila je 20 m x 60 m = 120 m².

Pre setve pšenice krupnik, u jesen 2011. godine, urađena je priprema zemljišta koja se sastojala od sledećih aktivnosti :

- ravnanje i osnovna obrada zemljišta obavljani su 19. oktobra,
- tanjiranje i drljanje koji su usledili 20. oktobra
- predsetvena priprema koja je izveden lakom tanjiračom 27. oktobra



Slika 12. Deo oglednog polja pre i posle osnovne obrade zemljišta

Nakon pripreme zemljišta (slika 12) usledila je i setva pšenice krupnik koja je ručno urađena uz rasipanje NPK đubriva (15:15:15, 400kg/ha).

U proleće 2012. godine, nakon žetve pšenice i nakon ponovnih uobičajenih agrotehničkih mera pripreme zemljišta, obavljena je setva kvinoje, u maju mesecu. Setva je izvedena jednorednom ručnom sejalicom na međuredno rastojanje 50 cm i gusto u redu. Dubina setva bila je 1-2 cm. U 2013. godini ponovljen je ogled sa kvinojom sa pšenicom krupnik ponovo kao predsetvenom kulturom.

Primenjivano je lokalizovani površinsko navodnjavanje kontaminiranom vodom iz kanala, kao i bunarskom vodom na kontrolnom delu ogledne parcele.

Ispitivanja na oglednom polju obuhvatala su dva varijeteta kvinoje (*Chenopodium quinoa* Willd.), KVL 37 i KVL 52 (poreklo: *University for Life Science*, Kopenhagen, Danska).

3.1.4. Dinamika uzorkovanja

Zemljište

Uzorkovanje zemljišta obavljeno je burgijom prema metodi SOP:2012 (EPA, 2000). Prvo uzorkovanje zemljišta, 2011. godine, obavljeno je pre postavljanja ogleda, odnosno pre početka neophodnih agrotehničkih mera, kada je otvoren i pedološki profil, lociran uz samo ogledno polje. U toku 2012. i 2013. godine radi utvrđivanja osnovnih fizičko-hemijskih osobina zemljišta, kao i praćenja promena sastava elemenata u tragovima, zemljiše sa eksperimentalne parcele uzorkovano je :

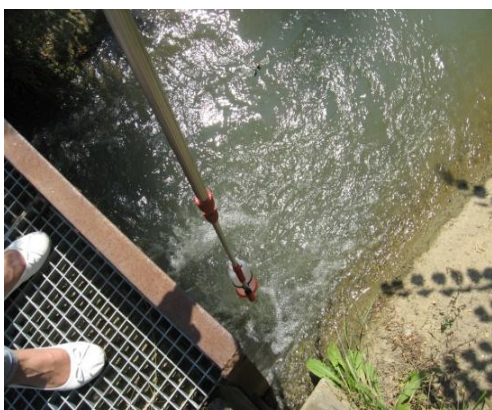
- pre setve pšenice krupnik (oktobar),
- posle žetve pšenice krupnik i pre setve kvinoje i heljde (maj) i
- nakon žetve kvinoje i heljde.

Uzorci su uzimani sa oba tretmana i na tri dubine (0-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm) (slika 13), osim kod poslednjeg uzorkovanja u 2012. godini kada je velika suša sprečila uzimanje uzoraka sa treće dubine (40-60 cm).



Slika 13. Uzimanje uzoraka zemljišta sa burgijom

Voda i mulj



Slika 14. Uzorkovanje vode iz kanala

Uzorkovanje vode i sedimenta u toku istraživačke godine vršeno je četiri puta u tri ponavljanja, radi praćenja dinamike promene sadržaja elemenata u tragovima (slika 14).

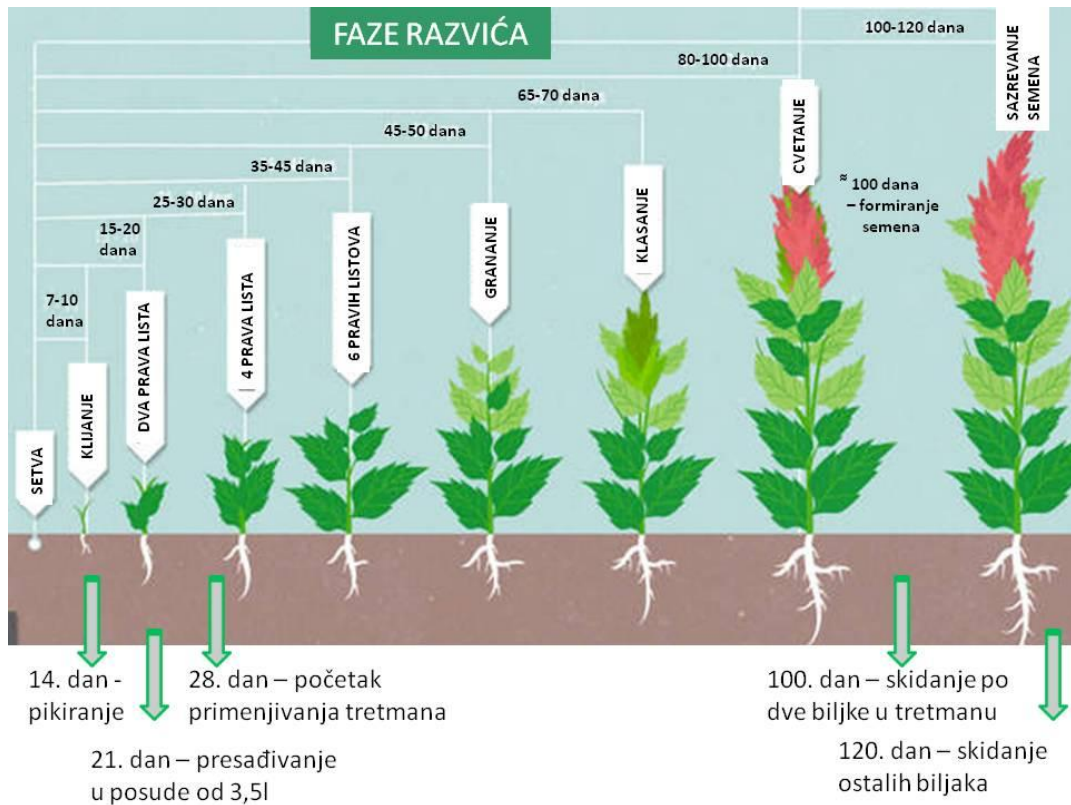
Uzorkovanje vode vršeno je adekvatnom opremom, teleskopski štap (Eijkelkamp).

Uzimanje uzoraka sedimenta vršeno je pomoću Eijkelkamp sonde sa nastavkom za uzorkovanje mulja.

Kvinoja (*Chenopodia quinoa* Will)

Uzorci kvinoje uzimani su nakon završetka vegetativne faze u 2012. i 2013. godini, prilikom poslednjeg uzorkovanja zemljišta. Uzimane su cele biljke radi posebnih analiza korena, nadzemnog dela i semena. Sa oba tretmana uzimano je po pet reprezentativnih biljaka.

3.2. Vegetacioni ogled u sudovima, *Chenopodium quinoa*



Slika 15. Šema ogleda predstavljena kroz faze razvića kvinoje

3.2.1. Genetička varijabilnost kvinoje

Ispitivanja kvinoje, odnosno nastajanje njenih varijeteta radi gajenja u različitim klimatskim uslovima, započeta su 1970. godine u Engleskoj, nakon čega su počela ispitivanja useva u Danskoj. 1993. godine odobren je Projekat (“Quinoa—A multipurpose crop for EC’s agricultural diversification”) u Evropskoj uniji sa ogledima u Engleskoj, Danskoj, Holandiji, Italiji, Škotskoj i Francuskoj, nedavno su interes pokazale i Švedska, Poljska, Češka, Austrija i Grčka (Iliadis et al., 1997, 2001; Keskitalo, 1997; Ohlsson, 1997).

Dosadašnja ispitivanja na oglednom polju obuhvatala su dva varijeteta kvinoje (*Chenopodium quinoa* Willd.), KVL 37 i KVL 52 (poreklo: *University for Life Science*, Kopenhagen, Danska).

Varijeteti su nedavno registrovani u Evropi kao nove sorte kvinoje, uzgajani su na području Čilea i Perua, selektovani u ranoj fazi razvića i adaptirani na evropske klimatske uslove (Stikić et al, 2012). Njihove vlati, visoke i šuplje stabljike, su bele i žute boje. Semena su male težine. Takođe, ovi varijeteti pokazuju i brzo razviće (Adolf, et al. 2012).

Prethodna ispitivanja ova dva varijeteta u Evropi (Italiji i Grčkoj) pokazala su da je varijetet KVL 52 uspešnije adaptiran postojećim klimatskim uslovima što se ogleda u boljoj klijavosti i većem prinosu (Jacobsen, 2003).

3.2.2. Odabir varijeteta

Za postavljanje ogleda odabran je varijetet KVL 52 na osnovu urađenog testa klijavosti koji je ukazao na bolju klijavost ovog varijeteta u odnosu na KVL 37.

20 semena od svakog varijeteta izdvojeni su u svrhu ispitivanja klijavosti. Seme je postavljeno na filter paper (Whatman No.1, 90 mm prečnika) unutar plastične Petrijeve šolje (90 mm prečnika), nakvašeno vodom sa česme (detaljnije nakon analize). Nakon pripreme petrijeve šolje su čuvane u inkubatoru, na 30°C. Smatra se da seme ukazuje na klijavost ako mu je korenova klica duža od 2 mm (Sikder, 2009.)

Stopa klijavost izračunata je prema Krishnasamy i Seshu (1990.) po sledećoj jednačini :

$$\text{Stopa klijavosti (\%)} = \frac{\text{broj semena naklijalih nakon 48h}}{\text{broj semena naklijalih nakon 120h}} \times 100 \quad (6)$$

3.2.3. Postavljanje ogleda

U svrhu izvođenja vegetacionog ogleda u sudovima korišćena je fitokomora (FITOCLIMA 20000HP MI234INR00 – Ingles) Poljoprivrednog fakulteta, Univerziteta u Beogradu. Fitoclimate 20000HP ima mogućnost precizne kontrole uslova okoline, kao što su temperatura vazduha (5-45 °C, ± 0,5°C), relativna vlažnost vazduha (40-80 %rH, ±2%rH), intenzitet zračenja i koncentraciju CO₂. Opremljena je sa 160 fluorescentnih sijalica – 58W, 32 halogene sijalice – 46W i 16 metal halogenih sijalica- 250W.

Dimenzije unutrašnjosti 3210 mm x 1950 mm x 3290 mm, spoljašnjosti 3410 mm x 2800 mm x 4470 mm.

Tokom izvođenja oglada uslovi gajenja biljaka u komori bili su postavljeni prema sledećim parametrima : 20-25°C, 12-15h fotoperiod, RH 60 %, svetlost iskazana kao fotonsko zračenje 450-600 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (PAC, 2007).

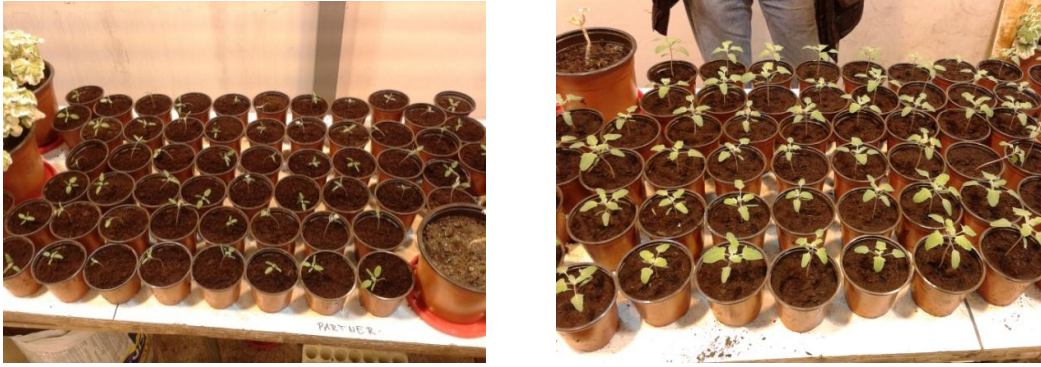
Naklijavanje je vršeno omašnom setvom, po celoj površini, u 6 saksija zapremine 3,5l, kao supstrat korišćen je obogaćeni treset (Floradur B, Floragard-Nemačka)(slika 16). Sastav supstrata: 70% nemački beli treset + 30% nemački crni treset + kreč + makro i mikro elementi (Mg, B, Cu, Mn, Mo, Fe i Zn) + okvašivač.

Prethodno, seme je stimulirano u frižideru na 4°C 48 sati, kao simulacija prirodnih uslova kojim seme mora da podlegne radi uspešnijeg klijanja, takav tretman naziva se stratifikacija semena (Reddy, 2004.). Nakon setve saksije smo zalili česmenskom vodom i prekrili radi održavanja vlažnost supstrata.

Seme je pokazalo odgovarajuću klijavost i 14 dana nakon postavljanja urađeno je pikiranje, odnosno presađivanje biljaka u stadiju razvijenih kotiledonskih listova (slika 17).



Slika 16. Naklijavanje



Slika 17. Pikiranje

Pikiranje je vršeno radi povećanja životnog prostora biljaka. Sadnja je vršena ručno u saksije veličine 0,3l sa istim supstratom. Nakon sadnje zalili smo biljke sa većom količinom vode radi uspešnijeg kontakta korenovog sistema sa supstratom.

U narednih sedam dana održavali smo vlažnost supstrata česmenskom vodom. Tokom tog perioda biljke su se razvijale ravnomerno i nakon pojave, u potpunosti formirana, dva lista biljke su rasađene u posude zapremine 3,5l, po jedna biljka u posudi (slika 18).



Slika 18. Presađivanje

3.2.4. Uslovi, tretmani

U svrhu ispitivanja uticaja potencijalno toksičnih elemenata na rast i razvoj kvinoje, kao i na kvalitet proizvoda nastalih pri takvim uslovima, izabrano je 60 uniformno razvijenih biljaka. Primenjivani tretmani simulirali su zagađenje u vidu različitih koncentracija metala, preko vode koja se koristila za zalivanje biljaka. Tako da je 60 biljaka podeljeno u 12 tretmana koji su rađeni u 5 simultanih ponavljanja.

U cilju ovako koncipiranog ogleada odabrana su dva metala, olovo i kadmijum. Olovo se lako akumulira od strane svih biljaka, ali još uvek nije utvrđena njegova suštinska uloga u njihovim metaboličkim procesima. Iako čak i veoma nizak sadržaj olova može da inhibira neke vitalne procese biljaka trovanje olovom je retko primećeno kod biljaka koje rastu pri terenskim uslovima (Kabata-Pendias, 2015). Kadmijum zauzima sedmo mesto na listi prioriternih opasnih supstanci koju je oformila Američka agencija za toksične supstance i registar bolesti (Kamnev and Lelie, 2000), iz tog razloga smatra se veoma opasnom zagađujućom materijom.

Rastvori za zalivanje pravljeni su rastvaranjem soli olova i kadmijuma u vodi sa česme. Olovo je dodato kao $\text{Pb}(\text{CH}_3\text{COO})_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$, a kadmijum kao $3\text{CdSO}_4 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$.

U toku ogleada održavana je vlažnost zemljišta na nivou 60% retencionog vodnog kapaciteta. Norme zalivanja utvrđivane su svakodnevno na osnovu vlažnosti zemljišta koja je određivanja pomoću merača vlažnosti sa Theta sandom. Theta sonda, koja se koristi za merenje vlažnosti zemljišta, određuje procenat vlažnosti primenjujući FD (Frequency Domain) metod (Muñoz-Carpena et al, 2004). Sam senzor sastoji se iz kućišta koje sadrži elektroniku i opremljen je sa četiri merne sonde od nerđajućeg čelika koje se mogu lako utisnuti u zemljište. Sa velikom preciznošću, ovom metodom, može se meriti vlažnost zemljišta u opsegu od 0 do 50 % i preciznošću od ± 1 %. Nakon svakog merenja vlažnosti zemljišta određivana je prosečna količina vode koju treba dodati svakom sudu, radi uniformosti po pitanju kvantiteta.

Pre početka primenjivanja tretmana vlažnost zemljišta održavana je zalivanjem vodom sa česme. Kada su biljke bile starosti 4 nedelje počelo je primenjivanje sledećih tretmana :

- I Česmenska voda
- II Pb koncentracije 5ppm
- III Pb koncentracije 50ppm
- IV Pb koncentracije 100ppm
- V Cd koncentracije 5ppm
- VI Cd koncentracije 50ppm
- VII Cd koncentracije 100ppm
- VIII Pb i Cd koncentracije 5ppm
- IX Pb i Cd koncentracije 50ppm
- X Pb i Cd koncentracije 100ppm
- XI Pb koncentracije 100ppm
+ Cd koncentracije 5ppm
- XII Pb koncentracije 5ppm
+ Cd koncentracije 100ppm

U toku zalivanja rastvorima određenih koncentracija metala nisu zapažene razlike u rastu i razviću biljaka između tretmana. 4 nedelje nakon primenjivanja tretmana obavili smo prva merenja provodljivosti stoma (Gs), azotnog indeksa (NBI), sadržaja hlorofila, flavonida i antocijana, kao i merenje vodnog potencijala (Ψ_p).

Provodljivost stoma merena je aparatom za merenje transpiracije (lisni porometar-SC1 i porometar-AP4, Delta-T Devices), izabrane su tri biljke u okviru svakog tretmana. NBI i sadržaj hlorofila, flavona i antocijana mereno je aparatom sa senzorom koji predstavlja ne destruktivnu metodu merenja parametara na površini lista (Dualox Scientific+, Force A), merenje i ovih parametara izvršeno je na izabrane tri biljke iz svakog tretmana. Vodni potencijal određen je pomoću komore pod pritiskom gasa azota (31000P, Santa Barbara, USA), kako je ova metoda destruktivna vršeno je merenje jednog lista po tretmanu.

Kada su biljke bile stare 100 dana došlo je do formiranja semena. Radi zapažanja razlika u distribuciji metala kroz biljku pri formiranju semena i sazrevanju

semena, nakon ponovljenih fizioloških merenja (Gs, NBI, hlorofil, flavoni, antocijani, Ψ_p) skinuli smo po dve biljke iz svakog tretmana. Biljke su podeljene su sledeće segmente : koren, stablo, list i seme. 20 dana od skidanja prvih biljaka došlo je do potpunog sazrevanja semena pa smo skinuli i ostale biljke, koje smo podelili u sledeće segmente : koren, stablo i seme.

Biljni materijal sušen je prvo vazдушnim sušenjem, a zatim u sušnici na 105 °C do konstantne mase. Nakon sušenja uzorci su samleveni mlinom za biljni materijal IKA A11.

3.3. Laboratorijske analize

Analize osnovnih fizičkih i hemijskih svojstva zemljišta urađene su na katedri za Pedologiju Poljoprivrednog fakulteta, Univerziteta u Beogradu. Ostale analize urađene su u akreditovanoj Laboratoriji za agrohemiju i ishranu biljaka Instituta za zemljište, Beograd.

3.3.1. Zemljište

Parametri kvaliteta zemljišta ispitaće se kroz osnovna fizička i hemijska svojstva zemljišta i količine mikro i makrohranljivih elemenata. Osnovna priprema zemljišta nakon uzorkovanja vršena je prema standardu ISO 11464:2006.

Mehanički sastav zemljišta pipet metodom, sa pripremom uzorka E varijantom pirofosfatne metode (Živković, 1966). Teksturna klasa zemljišta određena je preko teksturnog trougla (Bošnjak et al, 1997), i zapreminska masa određena je cilindrima kopeckog od 100 cm³ (Bošnjak et al, 1997).

Aktivna kiselost, pH u H₂O (1:5), i razmenljiva kiselost, pH u 1M KCl, određene su potenciometrijski sa staklenom elektrodom, (ISO 10390:2005).

Sadržaj kalcijum-karbonata određen je volumetrijskom metodom sa Šajblerovim kalcimetrom, (ISO 10693:1995) (pregledan i ponovo odobren u 2016. godini).

Sadržaj humusa utvrđen je dihromatnom metodom Tjurina u modifikaciji Simakova, (ISO 14235:1998) (pregledan i ponovo odobren u 2015. godini).

Sadržaj pristupačnog kalijuma i fosfora određen je Al-metodom po Egner-Rejmu-Domingu i metodom po Olsenu (Egner et al, 1960).

Hidrolitička kiselost u beskarbonatnim zemljištima i suma razmenljivo-adsorbovanih baznih katjona određena je metodom Kapena (ISO 10693, 1994). Totalni kapacitet adsorpcije katjona i stepen zasićenosti bazama utvrđeni su računskim putem, i to prema (Đorđević i Radmanović, 2016):

$$T = S + (T - S) \quad (7)$$

gde je:

T - kapacitet razmene katjona

S - suma razmenljivo-adsorbovanih baznih katjona, i

T - S - suma razmenljivo-adsorbovanih H^+ i Al^{3+} jona

Novija opšteprihvaćena skraćenica potiče od engleskog izraza “Cation Exchange Capacity” – CEC

$$V = \frac{S}{T} 100 \quad (8)$$

gde je:

V - stepen zasićenosti razmenljivo-adsorbovanim baznim katjonima
(u % od T vrednosti),

S - suma razmenljivo-adsorbovanih baznih katjona (u $cmolkg^{-1}$),

T – kapacitet razmene katjona (u $cmolkg^{-1}$ zemljišta)

Za elementarnu analizu uzoraka zemljišta korišćen je Elementar Vario EL III CNS Elemental Analyzer (Nelson i Sommers, 1996) : Odmeri se oko 15-20mg uzorka zemljišta u kalajnu foliju i postavi u u autosempler instrumenta. Uzorak sagoreva na $1150^{\circ}C$ u struji kiseonika i hemijuma kao nosećeg gasa. Smeša gasova prolazi kroz oksidacione i redukcionne kolone i kroz sistem filtera odlazi na detektor. Za oksido-redukcije koristi se volfram i bakar.

Sadržaj karbonata je određen volumetrijskom metodom (ISO, 10693:2005).

Razaranje uzoraka zemljišta i sedimenta radi utvrđivanja pseudo ukupnih formi elemenata vršeno je ekstrakcijom koncentrovanom HNO_3 i H_2O_2 (EPA, 3050b): Odmeri se 2g uzorka zemljišta. Dodaje se 20ml koncentrovane HNO_3 i polagano se zagreva do ključanja. Pojavljuju se braon pare. Reakciona smeša se zagreva sve do gubitka braon para. Sklanja se sa grejnog tela i čeka da se ohladi. U ohlađenu reakcionu smešu dodaje

se 3ml koncentrovanog H_2O_2 . Reakciona smeša se polako zagreva do ključanja. Dolazi do izdvajanja braon para. Po prestanku izdvajanja braon para, reakciona smeša se ponovo hladi i dodaje se 3ml koncentrovanog H_2O_2 . Ponovo se reakciona smeša postepeno zagreva do ključanja. Po prestanku izdvajanja braon para, reakciona smeša se ohladi i kvantitativno prenese u normalni sud od 100ml. Za filtriranje se koristi filter papir srednje gustine i srednje brzine ceđenja.

Tako pripremljen rastvor se analizira na ICP- OES-u, Thermo ICAP 6300 duo, (ISO, 22036:2008).

Priprema uzoraka zemljišta radi utvrđivanja pristupačnih formi elemenata vršena je ekstrakcijom puferским rastvorom DTPA (ISO, 14870:2005): Odmeri se 10g uzorka zemljišta u plastičnu bočicu. Dodaje se 20ml puferskog rastvora DTPA. Gumeni čep se zaštićuje sa folijom zbog mogućnosti zagađenja rastvora. Uzorak se mućka 2 sata na rotacionoj mućkalici. Nakon toga se uzorak centrifugira i procedi kroz kvantitativni filter papir srednje gustine i srednje brzine ceđenja.

Tako pripremljen rastvor se analizira na ICP- OES-u, Thermo ICAP 6300 duo, (ISO, 22036:2008). Donji limit detekcije metode (ppm): As-0,0499; Cd- 0,0111; Co- 0,0201; Cr- 0,0931; Cu- 1483; Fe- 3,4387; Mn- 0,1902; Ni- 0,1493; Pb- 0,0731; Zn- 0,1987.

3.3.2. Voda

Terenska ispitivanja obuhvatala su merenja temperature, pH i elektroprovodljivosti sa aparatom Eijkelkamp Multimeter 18.50 (ISO 7888:1985).

Laboratorijsko određivanje pH vrednosti vršeno je potenciometrijski na aparatu WTW pH/oxi 340i. Električna provodljivost određena je konduktometrijski na aparatu WTW Cond. 315i.

Hemijska potrošnja kiseonika (HPK) određena je metodom sa kalijum-dihromatom (ISO 6060:1989).

Karbonati i bikarbonati određeni su klasičnom metodom, titracijom sa 0,01 N H_2SO_4 prema ISO 9963-2:1994 (pregledan i ponovo odobren u 2015. godini).

Određivanje hlorida vršeno je metodom po *Mohr*-u prema ISO 9297:1989 (pregledan i ponovo odobren u 2015. godini). Koncentracije natrijuma i kalijuma

utvrđene su plamenfotometrijski. Kalcijum i magnezijum određeni su klasičnom metodom – titracija sa kompleksonom III prema ISO 6059:1984 (pregledan i ponovo odobren u 2012. godini). Koncentracije amonijačnog, nitritnog i nitratnog azota određene su fotometrijskom metodom na kompjuterizovanom spektrofotometru - Spectroquant Nova 60.

Određivanje ukupnih količina makro i mikroelemenata (As, B, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Mo, Ni, Pb, S, Zn) analizom na ICP-OES, Thermo ICAP 6300 duo, (EPA 200.7) : Uzorak vode se procedi kroz filter papir srednje gustine i srednje brzine filtracije. Odmeri se 20ml profiltriranog uzorka i u njega se dodaje 0,4ml rastvora HNO₃ (1:1 HNO₃: H₂O). Tako pripremljen rastvor se analizira na ICP- OES-u, Thermo ICAP 6300 duo, (ISO, 22036:2008).

3.3.3. Biljni materijal

Sadržaj proteina određen je metodom, prema međunarodnom standardu, ISO 1871:2013, a masti SI.list SFRJ 74/88, metoda I.15. Mikrobiološki parametri određena su prema ISO 21528-2, ISO 4833-1:2013 i ISO 21527-2:2011. Sadržaj mikotoksina utvrđen je ELISA tehnikom: IHM-03-08, IHM-03-09.

Priprema uzoraka biljnog materijala radi utvrđivanja hemijskog sastava (AOAC,1990) : Odmeri se 1g uzorka biljnog materijala. Prelije se sa 20ml HNO₃ i reakciona smeša se ostavi preko noći. Reakciona smeša se polagano zagreva do pojave braon para. Po prestanku izdvajanja braon para reakcioan smeša se ohladi. Nakon toga se dodaje 3ml koncentrovanog H₂O₂. reakciona smeša se polako zagreva do izdvajanja braon para. Po prestanku izdvajanja braon para, reakciona smeša se ponovo prohladi i dodaje se 3ml koncentrovanog H₂O₂. ponovo se zagreva do pojave braon para. Po prestatku izdvajanja braon para, reakciona smeša se ohladi i kvantitativno prenese u normalni sud od 50ml. Za filtriranje se koristi filter papir srednje gustine i srednje brzine ceđenja.

Tako pripremljen rastvor se analizira na ICP- OES-u, Thermo ICAP 6300 duo, (ISO, 22036:2008). Donji limit detekcije metode (ppm): As- 0,055; Cd- 0,013; Co- 0,041; Cr- 0,053; Cu- 0,088; Fe- 0,430; Mn- 0,025; Ni- 0,029; Pb- 0,062; Zn- 0,060.

3.4. Statistička obrada podataka

Obrada podataka obuhvatala je značajnost razlika, LSD test, analize varijansi ANOVA, kao i korelaciona analiza. Za izradu grafikona korišćen je Microsoft Excel 2010, za obradu podataka korišćen je program „Statistica za Windows 10“.

4. REZULTATI I DISKUSIJA

4.1. Ispitivanje plodnosti zemljišta

4.1.1. Fizička svojstva

U okviru ovog poglavlja predstavljena su određena fizička svojstva zemljišta. Rezultati su prikazani i razmatrani prema dubinama ispitivanih slojeva.

Deposoli su zemljišta koje se karakterišu kao vrlo heterogena jer mogu imati različit mehanički sastav, kako na malim rastojanjima u prostoru, tako i po dubini profila. Dakle, osobine deposola veoma zavise od mehaničkog sastava.

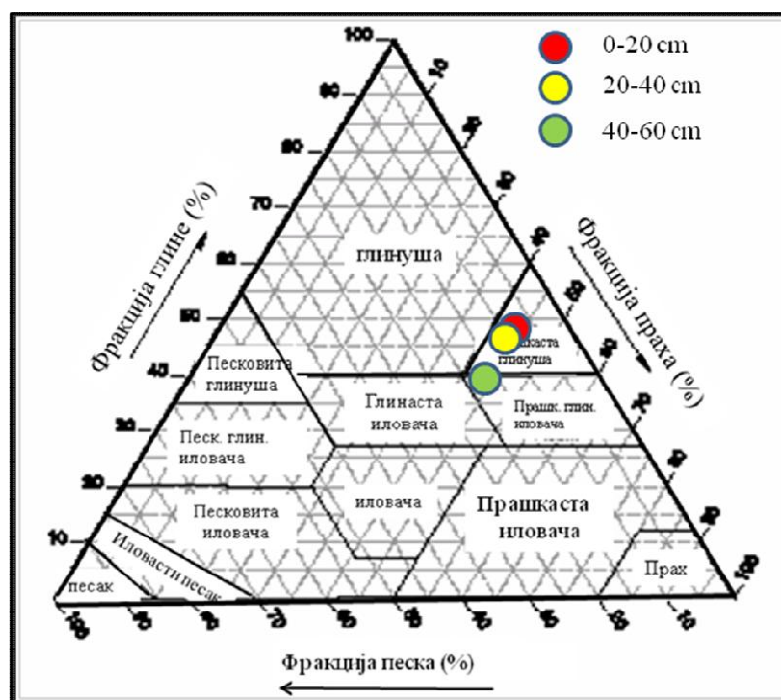
Mehanički sastav otvorenog profila

Mehanički sastav otvorenog profila deposola eksperimentalne parcele prikazan je u tabeli 8. Mehanički sastav na sve tri dubine pokazuje visok sadržaj gline (43,83 – 46,39 %) i po teksturnoj klasi zemljište se nalazi na granici praškaste glinuše i praškasto glinovite ilovače.

Tabela 8. Mehanički sastav zemljišta otvorenog profila

Dubina (cm)	Dijametar frakcija (mm)				Higroskopska vlaga (%)	Tekstura (USDA)*
	pesak 2-0.05	prah <0.002	Ukupan pesak <0.01	glina 0.05-0.002		
0-20	7.29	48.88	76.20	43.83	4.11	Praškasta glinuša
20-40	7.05	46.56	74.40	46.39	3.75	Praškasta glinuša
40-60	15.07	39.87	67.34	45.06	3.42	Praškasto ilovача

* - USDA: odeljenje Sjedinjenih američkih država za poljoprivredu



Slika 19. Teksturni trougao (Soil Survey Division Staff., 1993) sa prikazanim teksturnim klasama otvorenog profila (n=9)

Mehanički sastav eksperimentalnog polja

Dubina zemljišta od 0 do 20 cm

Mehanički sastav ispitivanog zemljišta predstavljen je u tabeli 9, ispitivana dubina je od 0 do 20 cm, prikazani su rezultati tri godine istraživanja za deo parcele koja je predstavljala kontrolu (K) i tretman (T) za deo parcele koji je navodnjavan vodom iz kanala.

Najveće vrednosti za celokupan period utvrđene su za sadržaj gline (31,30 do 38,57 %). Najmanja vrednost za krupan pesak (17,60%) konstantovana je na kontroli 2011. godine, gde je i najviša vrednost za prah i glinu 62,20 %.

Tabela 9. Mehanički sastav zemljišta /0-20 cm/

Godina		Krupan pesak >0,2 mm	Sitan pesak 0,2 – 0,02 mm	Prah 0,02-0,002 mm	Glina <0,002 mm	Ukupan pesak >0,002 mm	Prah + glina <0,02 mm	Tekst. klasa (USDA*)
2011	K	17,60 ±4,42a	20,20 ±1,32a	23,63 ±3,19a	38,57 ±1,21a	37,80 ±4,16a	62,20 ±4,16a	GI
	T	24,20 ±8,53a	21,50 ±1,22a	21,20 ±3,44a	33,10 ±6,21a	45,70 ±9,60a	54,30 ±9,60a	PGI
2012	K	26,00 ±0,92a	21,40 ±1,48a	21,03 ±0,06a	31,57 ±2,00a	47,40 ±1,95a	52,60 ±1,95a	PGI
	T	29,03 ±2,03a	20,83 ±0,42a	18,83 ±0,50a	31,30 ±1,76a	49,86 ±1,86a	50,13 ±1,86a	PGI
2013	K	24,27 ±1,72a	20,67 ±0,85a	19,63 ±0,70a	35,43 ±3,00a	44,94 ±2,38a	55,06 ±2,38a	GI
	T	22,97 ±1,96a	21,43 ±0,65a	20,33 ±0,47a	35,27 ±1,91a	44,40 ±2,25a	55,60 ±2,25a	GI

* - USDA: odeljenje Sjedinjenih američkih država za poljoprivredu
*vrednosti nivoa faktora označenih istim malim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,05
** vrednosti nivoa faktora označenih istim velikim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,01

Kod ispitivanih uzoraka podjednako preovlađuju teksturne klase peskovito glinovite ilovače i glinovite ilovače. Statistički značajne razlike, na oba nivoa značajnosti, nisu utvrđena za posmatrane frakcije.

Dubina zemljišta od 20 do 40 cm

Mehanički sastav zemljišta na posmatranoj dubini kroz tri istraživačke godine predstavljen je u tabeli 10. Najniža vrednost za krupan pesak ponovo se uočava u 2011. godini kod kontrole (12,80%), kod ovog uzorka je jedino definisana teksturna klasa gline. Ostali uzorci koji se nalaze na kontrolnom delu polja pripadaju teksturnoj klasi glinovite ilovače, dok se zemljište pod tretmanom, prema rezultatima, svrstava u klasu praškasto glinovite ilovače. Vrednosti za ukupan pesak kreću se u intervalu od 30,73 do 57,33 %, dok je za glinu interval od 25,17 do 43,03 %. Zapreminska masa zemljišta određena je na prvoj ispitivanoj dubini (0-20 cm) sa prosečnom vrednošću od 1,28 g/cm³.

Tabela 10. Mehanički sastav zemljišta /20-40 cm/

Godina		Krupan pesak >0,2 mm	Sitan pesak 0,2 – 0,02 mm	Prah 0,02-0,002 mm	Glina <0,002 mm	Ukupan pesak >0,002 mm	Prah + glina <0,02 mm	Tekst. klasa (USDA*)
2011	K	12,80 ±0,20A	17,93 ±0,57A	26,23 ±1,39A	43,03 ±1,60A	30,73 ±0,45A	69,27 ±0,45A	G
	T	25,70 ±1,25B	22,10 ±1,05B	20,03 ±0,81B	32,17 ±1,27B	47,80 ±0,46B	52,20 ±0,46B	PGI
2012	K	21,97 ±0,72A	22,40 ±0,70A	22,87 ±1,00A	32,77 ±1,26A	44,37 ±0,32A	55,63 ±0,32A	GI
	T	32,10 ±0,30B	25,23 ±0,45B	17,50 ±0,60B	25,17 ±1,23B	57,33 ±0,67B	42,67 ±0,67B	PGI
2013	K	23,93 ±0,72A	19,93 ±0,67A	21,70 ±0,82A	34,43 ±1,31A	43,87 ±1,38A	56,13 ±1,38A	GI
	T	32,47 ±1,76B	21,50 ±1,55B	18,07 ±0,42B	27,97 ±0,64B	53,97 ±0,23B	46,03 ±0,23B	PGI
*- USDA: odeljenje Sjedinjenih američkih država za poljoprivredu *vrednosti nivoa faktora označenih istim malim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,05 ** vrednosti nivoa faktora označenih istim velikim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,01								

Kako su i jasno definisane razlike teksturnih klasa tako su i utvrđene statistički značajne razlike između kontrole i tretmana.

Statistički značajne razlike na nivou značajnosti 0,01 utvrđene su između kontrole i tretmana u svim istraživačkim godinama za sve posmatrane frakcije.

Dubina zemljišta od 40 do 60 cm

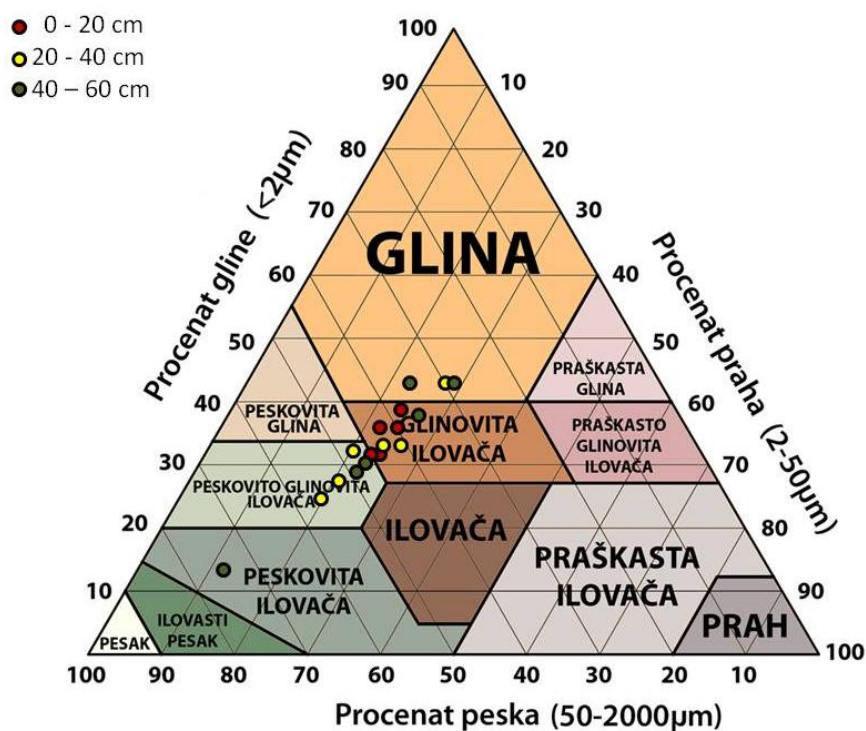
Na prikazanoj dubini zemljišta (tab. 11) ponovo se najniža vrednost za sadržaj krupnog peska ukazuje na kontroli 2011. godine (9,97%), dok je najviša vrednost utvrđena na tretmanu 2013. godine (53,37%). Udeo gline varira od vrednosti 13,63 % 2013. godine do 42,67% 2011. godine. Udeo ukupnog peska kreće se u rasponu od 30,23% do čak 77,30 % u 2013. godini. U 2011. godini ispitivano zemljište je prema teksturnoj klasifikaciji glinovito, 2012. godine između glinovite ilovače i peskovito glinovite ilovače, a 2013. godine ispitivano zemljište pod tretmanom pripada klasi peskovite ilovače. I na ovoj dubini je ponovo konstantovana statistički značajna razlika, između kontrole i tretmana.

Statistički značajne razlike na nivou značajnosti 0,05 utvrđene su između kontrole i tretmana u svim istraživačkim godinama za frakcije krupnog i sitnog peska. Na nivou značajnosti 0,01 statistički značajne razlike utvrđene su između kontrole i tretmana u svim istraživačkim godinama za frakciju praha. Statistički značajne razlike, na oba nivoa značajnosti, nisu utvrđena za frakciju gline.

Tabela 11. Mehanički sastav zemljišta /40-60 cm/

Godina		Krupan pesak >0,2 mm	Sitan pesak 0,2 – 0,02 mm	Prah 0,02-0,002 mm	Glina <0,002 mm	Ukupan pesak >0,002 mm	Prah + glina <0,02 mm	Tekst. klasa (USDA*)
2011	K	9,97 ±0,42a	20,27 ±0,40a	27,10 ±0,20A	42,67 ±0,15a	30,23 ±0,06a	69,77 ±0,06a	G
	T	17,37 ±1,01b	19,93 ±0,15b	20,43 ±2,55B	42,27 ±1,70a	37,30 ±0,85b	62,70 ±0,85b	G
2012	K	17,53 ±0,65a	20,30 ±1,25a	24,20 ±0,26A	37,97 ±1,86a	37,83 ±1,90a	62,17 ±1,90a	GI
	T	25,80 ±0,36b	22,53 ±0,42b	21,17 ±0,25B	30,50 ±0,44a	48,33 ±0,21b	51,67 ±0,21b	PGI
2013	K	28,93 ±0,57a	21,03 ±1,68a	19,57 ±0,91A	30,47 ±1,33a	49,97 ±2,24a	50,03 ±2,24a	PGI
	T	53,37 ±0,55b	23,93 ±0,15b	9,07 ±0,15B	13,63 ±0,55a	77,30 ±0,46b	22,70 ±0,46b	PI
<p>* - USDA: odeljenje Sjedinjenih američkih država za poljoprivredu *vrednosti nivoa faktora označenih istim malim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,05 ** vrednosti nivoa faktora označenih istim velikim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,01</p>								

Rezultati ovako heterogenog mehaničkog sastava koji ima većinu svojih frakcija van normalne distribucije podataka možemo prikazati pomoću više različitih grafička prikaza. Prvi prikaz je korišćenjem teksturnog trougla u kojem se uočava vizuelno kojim teksturnim klasama pripadaju ispitivani uzorci (slika 20).

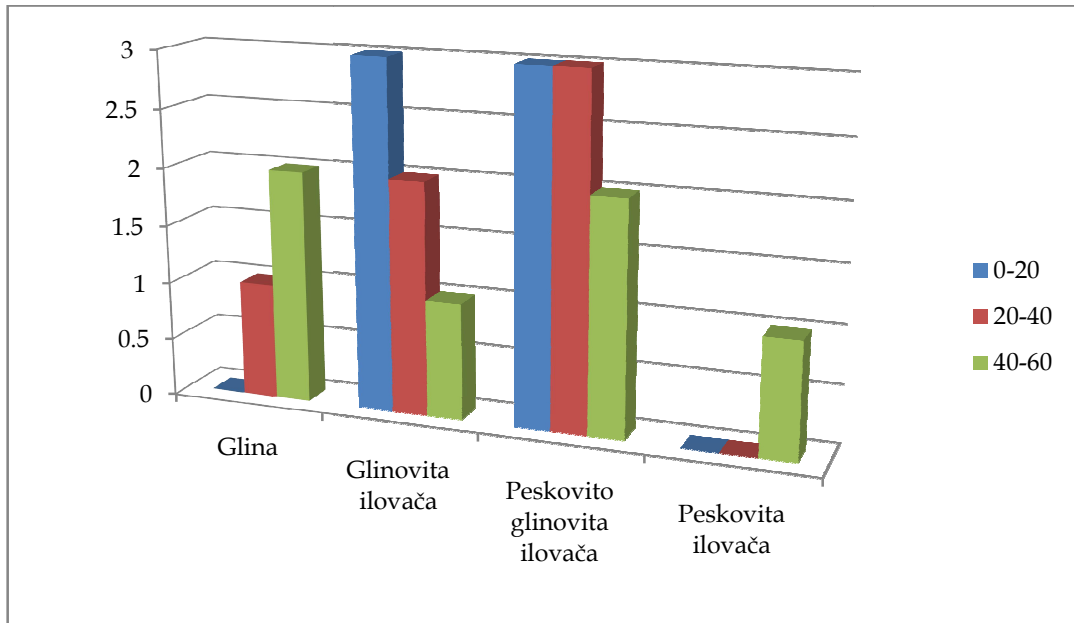


Slika 20. Teksturni trougao (Soil Survey Division Staff. 1993) sa prikazanim teksturnim klasama (n=18)

izvor-slika teksturnog trougla preuzeta sa <http://www.zelenavizija.com/Zemljiste.html>

Rezultati mehaničkog sastava ispitivanog deposola su dosta heterogeni na dubini od 0 do 20 cm u 2011 godini. Kod sadržaja gline koeficijent varijacije iznosi 18,76 % što predstavlja i najnižu vrednost među ispitivanim frakcijama.

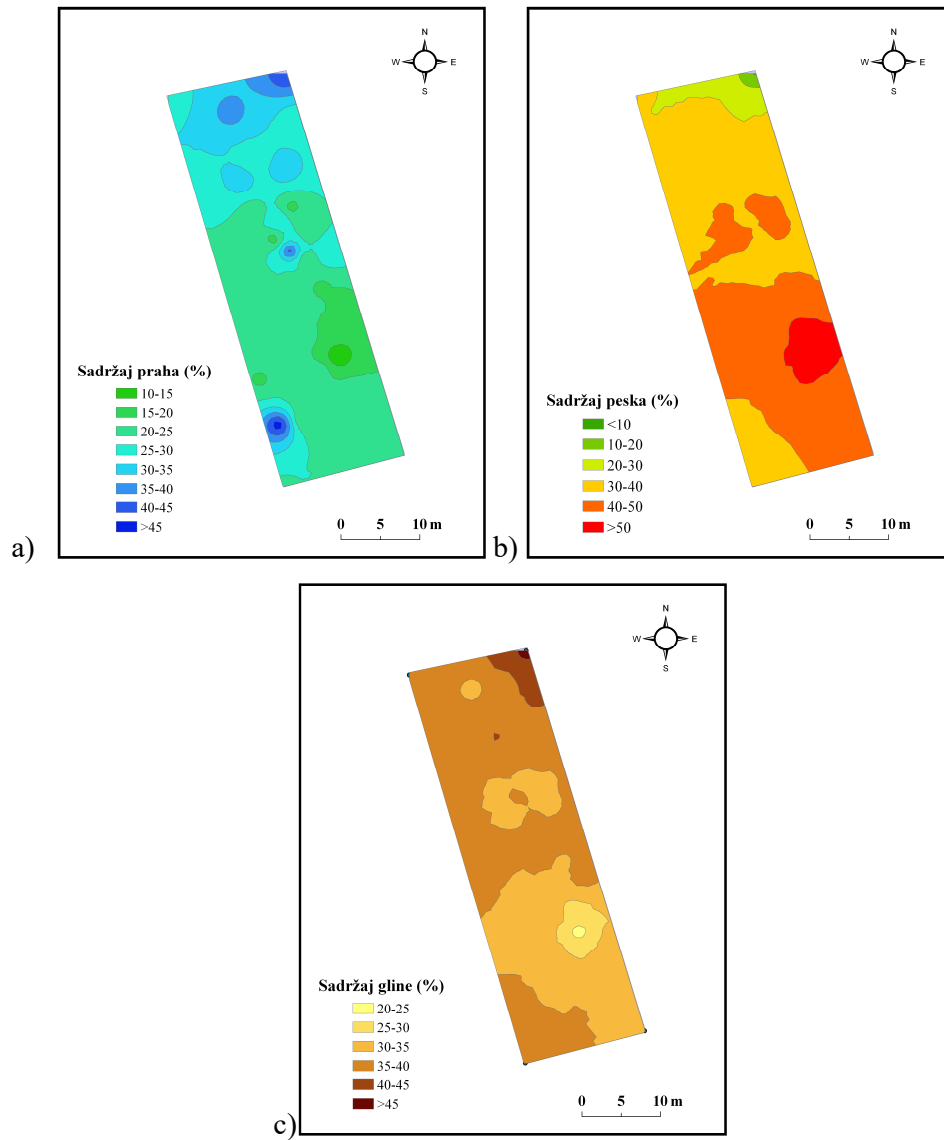
Nakon frakcije gline po veličini koeficijenta varijacije, frakcije ukupnog peska i krupnog peska, imaju vrednost od 21,01% i 35,24 %, respektivno. Koeficijent varijacije frakcije praha iznosi 16,22 %, dok je kod praha i gline njegoa vrednost 17,68 %.



Slika 21. Broj uzoraka koji odgovara određenim teksturnim klasama na ispitivanoj lokaciji (n=18)

Prostorni raspored sadržaja praha, peska i gline na ispitivanoj lokaciji dobijeni IDW tehnikom (slika 22).

Nakon prikazivanja podataka o mehaničkom sastavu na ova tri načina može se imati i predstava o ovoj osobini zemljišta. Ovakav pristup posmatranju ove veoma bitne fizičke osobine zemljišta je neophodan na zemljištima koja su heterogena u svojim osobinama.



Slika 22. Prostorni sadržaj peska (a), praha (b) i gline (c) dobijen IDW tehnikom

4.1.2. Hemijska svojstva

Hemijska svojstva eksperimentalnog polja prikazana su u tabelama 12,13 i 14. Predstavljen je hemijski sastav ispitivane parcele kroz tri dubine i tri istraživačke godine, na delu parcele koji je označen kao kontrola (K) i tretman (T).

Dubina zemljišta od 0 do 20 cm

Na ispitivanoj dubini zemljište je umereno alkalno (Soil Survey Division Staff, 1993), sa pH vrednostima u vodi koja se kreću u intervalu od 8,18 do 8,43. Ispitivano zemljište je slabo karbonatno, procenat kalcijum-karbonata ima najniže vrednosti u prvoj godini istraživanja (4,27-4,84), sa neznatnim porastom vrednosti u naredne dve godine istraživanja. Prema klasifikaciji zemljišta po Gračaninu (1951), koja se za naša zemljišta pokazala kao najprikladnija, ispitivano zemljište na posmatranoj dubini svrstava se u slabo humusna sa vrednostima za procenat humusa u intervalu od 1,35 do 1,88. Prema klasifikaciji Engenra i Riehma sadržaj pristupačnog kalijuma je srednji, kreće se od 12,20 do 13,87 mg100g⁻¹, dok je sadržaj pristupačnog fosfora (5,33-9,58 mg100g⁻¹) nizak. Vrednosti sadržaja ukupnog azota (0,06-0,07%), ugljenika (1,47-1,65%) i sumpora (0,05-0,06%) su i očekivane za ovakva, slabo humusna zemljišta. Vrednosti za kapacitet razmene katjona, shodno učešću gline i tome da je ispitivano zemljište slabo humusno, nalazi se u očekivanom intervalu od 22,83 do 27,26 cmolk⁻¹.

Tabela 12. Hemijska svojstva eksperimentalne parcele (dubina 0-20 cm)

Godina		pH (H ₂ O)	pH (KCl)	CaCO ₃ (%)	Humus (%)	K ₂ O (mg100g ⁻¹)	P ₂ O ₅ (mg100g ⁻¹)	N (%)	C (%)	S (%)	Hy (cmolk ⁻¹)	S (cmolk ⁻¹)	CEC (cmolk ⁻¹)	V (%)
2011	K	8,27±0,15	7,20±0,00	4,27±1,71	1,88±0,17	13,87±1,86	7,88±1,90	0,07±0,00	1,54±0,16	0,06±0,00	0,93±0,15	21,89±0,63	22,83±0,50	95,90±0,75
	T	8,23±0,06	7,37±0,06	4,84±0,99	1,61±0,21	13,07±1,53	6,50±3,81	0,06±0,00	1,51±0,05	0,06±0,01	0,87±0,31	23,59±0,51	24,46±0,78	96,48±1,13
2012	K	8,18±0,08	7,30±0,00	5,41±0,89	1,52±0,17	12,47±1,10	5,33±1,80	0,07±0,02	1,65±0,20	0,06±0,01	0,63±0,06	23,33±0,47	23,96±0,46	97,36±0,26
	T	8,43±0,15	7,40±0,00	5,55±0,43	1,61±0,14	12,20±0,72	6,49±3,40	0,07±0,02	1,60±0,17	0,05±0,01	0,83±0,06	25,21±0,25	26,05±0,21	96,80±0,24
2013	K	8,22±0,10	7,27±0,15	5,11±0,62	1,35±0,03	12,23±0,31	9,58±0,49	0,06±0,01	1,47±0,02	0,06±0,00	0,93±0,15	26,33±0,48	27,26±0,50	96,58±0,55
	T	8,22±0,08 ^a	7,30±0,10	5,11±0,22	1,49±0,07	13,10±0,26	8,53±0,52	0,07±0,00	1,56±0,05	0,05±0,00	0,93±0,15	22,47±0,10	23,40±0,10	96,01±0,64

Dubina zemljišta od 20 do 40 cm

Na sledećoj ispitivanoj dubini zemljište je na granici između umereno do jako alkalno sa vrednostima za pH u vodi od 8,40 do 8,63. Ispitivano zemljište je slabo karbonatno, procenat kalcijum-karbonata ima najniže vrednosti u drugoj godini istraživanja na kontrolnom delu parcele (4,86%). Ispitivano zemljište na posmatranoj dubini svrstava se u slabo humusna sa vrednostima za procenat humusa u intervalu od 1,23 do 1,73. Sadržaj pristupačnog kalijuma kreće se od 8,47 do 10,47 mg100g⁻¹, dok su

vrednosti za pristupačni fosfor 3,20-7,52 mg100g⁻¹. Vrednosti sadržaja ukupnog azota (0,05-0,08%), ugljenika (1,31-1,55%) i sumpora (0,05-0,06%) su i očekivane za ovakva, slabo humusna zemljišta. Vrednosti za kapacitet razmene katjona, shodno učešću gline i tome da je ispitivano zemljište slabo humusno, nalazi se u očekivanom intervalu od 22,91 do 24,17 cmolk⁻¹.

Tabela 13. Hemijska svojstva eksperimentalne parcele (dubina 20-40 cm)

Godina		pH (H ₂ O)	pH (KCl)	CaCO ₃ (%)	Humus (%)	K ₂ O (mg100g ⁻¹)	P ₂ O ₅ (mg100g ⁻¹)	N (%)	C (%)	S (%)	Hy (cmolk ⁻¹)	S (cmolk ⁻¹)	CEC (cmolk ⁻¹)	V (%)
			K	8,47±0,06	7,43±0,06	7,55±1,93	1,39±0,11	10,47±1,14	5,02±1,83	0,08±0,00	1,51±0,07	0,05±0,00	0,73±0,06	22,66±0,62
2011	T	8,53±0,03	7,55±0,05	7,26±0,43	1,26±0,08	8,97±1,17	7,52±3,88	0,06±0,01	1,31±0,05	0,05±0,01	1,07±0,15	21,84±0,56	22,91±0,68	95,35±0,55
	K	8,40±0,00	7,35±0,05	4,86±0,52	1,73±0,14	10,07±0,81	3,20±1,04	0,06±0,01	1,41±0,07	0,05±0,01	1,00±0,26	22,97±0,44	23,97±0,40	95,83±1,10
2012	T	8,47±0,08	7,38±0,08	7,17±1,00	1,23±0,08	9,43±0,47	3,59±0,49	0,05±0,00	1,46±0,14	0,06±0,00	0,80±0,10	23,37±0,34	24,17±0,36	96,69±0,40
	K	8,52±0,08	7,53±0,08	6,75±1,14	1,57±0,09	10,43±0,32	6,35±0,47	0,06±0,01	1,55±0,16	0,05±0,01	1,00±0,26	22,93±0,49	23,93±0,69	95,84±1,02
2013	T	8,63±0,03	7,45±0,05	6,84±0,39	1,25±0,08	8,47±0,51	4,25±0,35	0,07±0,01	1,33±0,06	0,06±0,00	0,83±0,06	22,50±0,69	23,33±0,64	96,42±0,34
	K	8,52±0,08	7,53±0,08	6,75±1,14	1,57±0,09	10,43±0,32	6,35±0,47	0,06±0,01	1,55±0,16	0,05±0,01	1,00±0,26	22,93±0,49	23,93±0,69	95,84±1,02

Dubina zemljišta od 40 do 60 cm

Na sledećoj ispitivanoj dubini zemljište jako alkalno sa vrednostima za pH u vodi od 8,43 do 8,58. Primećuje se blagi rast u pH vrednosti sa povećanjem dubine. Ispitivano zemljište je slabo karbonatno, procenat kalcijum-karbonata ima najniže vrednosti u prvoj godini istraživanja (6,26-6,83), sa neznatnim porastom vrednosti u naredne dve godine istraživanja. Deo parcele pod tretmanom, na trećoj dubini, svrstava se u vrlo slabo humusna (0,87-1,01 %), dok se deo parcele koji predstavlja kontrolu svrstava u slabo humusna (1,12-1,36%). Sadržaj pristupačnog kalijuma kreće se od 7,17 do 9,20 mg100g⁻¹, dok su vrednosti za pristupačni fosfor 2,91 do 5,92 mg100g⁻¹. Vrednosti za pristupačni kalijum i fosfor blago opadaju sa porastom dubine zemljišta. Vrednosti sadržaja ukupnog azota (0,05-0,06%), ugljenika (1,26-1,53%) i sumpora (0,05-0,06%) su i očekivane za ovakva, slabo humusna zemljišta. Vrednosti za kapacitet razmene katjona, shodno učešću gline i tome da je ispitivano zemljište slabo humusno, nalazi se u očekivanom intervalu od 23,07 do 24,20 cmolkg⁻¹ i na poslednjoj ispitivanoj dubini ima nešto više vrednosti.

Tabela 14. Hemijska svojstva eksperimentalne parcele (dubina 40-60 cm)

Godina			
2011	K	8,58±0,03	8,47±0,16
	T	7,50±0,00	7,48±0,08
2012	K	6,83±0,74	7,41±0,98
	T	1,19±0,07	1,12±0,15
2013	K	7,70±0,52	7,17±2,49
	T	5,52±1,70	2,91±1,16
2011	N (%)	0,06±0,00	0,06±0,00
	C (%)	1,26±0,03	1,35±0,02
2012	S (%)	0,05±0,00	0,06±0,00
	Hy (cmolk ⁻¹)	0,80±0,10	0,77±0,06
2013	S (cmolk ⁻¹)	23,20±0,24	23,12±0,55
	CEC (cmolk ⁻¹)	24,00±0,34	23,89±0,55
2011	V (%)	96,67±0,37	96,79±0,25
		8,43±0,06	8,47±0,16
2012		7,43±0,06	7,48±0,08
		6,26±0,24	7,96±0,45
2013		0,93±0,07	1,01±0,26
		9,20±0,69	7,97±0,16
2011		4,89±1,06	5,15±0,27
		0,05±0,00	0,05±0,00
2012		1,35±0,02	1,53±0,05
		0,06±0,00	0,06±0,00
2013		0,08±0,10	1,20±0,10
		22,27±0,34	22,73±0,37
2011		23,07±0,26	23,93±0,29
		96,53±0,47	94,98±0,46
2012		8,47±0,16	8,52±0,10
		7,55±0,26	7,47±0,12
2013		7,41±0,98	7,56±0,95
		1,12±0,15	1,36±0,14
2011		7,17±2,49	8,10±0,26
		2,91±1,16	4,86±0,28
2012		0,06±0,00	0,05±0,00
		1,48±0,03	1,48±0,05
2013		0,06±0,00	0,05±0,00
		0,77±0,06	0,93±0,15
2011		23,12±0,55	23,26±0,61
		23,89±0,55	24,20±0,48
2012		96,79±0,25	96,13±0,70
		8,47±0,16	8,55±0,13
2013		7,48±0,08	7,47±0,03
		7,96±0,45	7,07±1,31
2011		1,01±0,26	0,87±0,05
		7,97±0,16	8,28±0,46
2012		5,15±0,27	5,92±0,22
		0,05±0,00	0,05±0,01
2013		1,53±0,05	1,51±0,09
		0,06±0,00	0,06±0,01
2011		1,20±0,10	1,07±0,15
		22,73±0,37	22,89±0,31
2012		23,93±0,29	23,95±0,46
		94,98±0,46	95,55±0,56

4.1.3. Mikroelementi, ukupni sadržaj

Ukupni sadržaj mikroelemenata u zemljištu posmatran je na tri dubine (0-20, 20-40, 40-60 cm) na delu ispitivanog zemljišta koji je predstavljao kontrolu (K) i tretman (T) kroz sve tri istraživačke godine.

Dubina zemljišta od 0 do 20 cm

Najniža vrednost za količinu arsena zabeležena je u 2012.g na kontrolnoj varijanti (9,77 ppm), dok su najviše vrednosti utvrđene u poslednjoj istraživačkoj godini (17,43 ppm). Vrednosti koncentracije za kadmijum se kreću u intervalu od 0,23 do 0,33 ppm. U drugoj istraživačkoj godini utvrđene su najviše vrednosti za kadmijum (0,33 ppm), kobalt (13,07 ppm), hrom (58,68 ppm), bakar (19,72), nikl (66,88 ppm), olovo (14,26) i cink (71,95 ppm). Najniže vrednosti se uglavnom zapažaju u prvoj istraživačkoj godini na kontrolnoj varijanti. Vrednosti za sve elemente u posmatranim istraživačkim godinama su ispod MDK vrednosti propisane za poljoprivredna zemljišta.

Statistički značajne razlike, na nivou značajnosti 0,01, za sadržaj kadmijuma i hroma postoje između kontrole i tretmana kao i između tretmana prve i druge godine i druge i treće istraživačke godine. Posmatrajući vrednosti za kobalt utvrđena je statistički značajna razlika, na nivou značajnosti 0,01, samo između kontrole u prvoj i drugoj istraživačkoj godini. Statistički značajna razlika, na nivou značajnosti 0,01, utvrđena je za bakar između tretmana druge i treće istraživačke godine, dok je kod vrednosti za sadržaj gvožđa utvrđena i statistički značajna razlika između tretmana u prvoj i drugoj i drugoj i trećoj godini. Vrednosti koncentracije nikla statistički se značajno razlikuju (0,01) između kontrole i tretmana u drugoj godini kao i između tretmana u drugoj i trećoj godini. Statistički značajna razlika na nivou značajnosti 0,01 uočena je za vrednosti koncentracije bora između tretmana u prvoj i trećoj istraživačkoj godini, kao i na nivou značajnosti 0,05 između kontrole i tretmana prve i druge godine i tretmana prve i druge godine.

Statistički značajne razlike, na oba nivoa značajnosti, nisu utvrđene za sadržaj arsena, mangana, olova i cinka.

Tabela 15. Mikroelementi, ukupni sadržaj u zemljištu na dubini od 0 do 20 cm
(ppm)

	2011		2012		2013	
	K	T	K	T	K	T
As	13,8500 ±4,4566a	14,8583 ±2,4651a	9,7733 ±0,9750a	12,8367 ±0,6752a	17,4250 ±4,1099a	17,2250 ±2,3959a
Cd	0,2267 ±0,0029AC	0,2367 ±0,0076AB	0,3050 ±0,0200BC	0,3266 ±0,0333AC	0,2883 ±0,0431ABC	0,2567 ±0,0333AB
Co	11,0217 ±0,6329 abA	11,9150 ±0,2656 aAB	13,0283 ±0,6127 abB	13,0733 ±0,5158 bAB	11,9467 ±0,6021 abAB	11,6333 ±0,8319 abAB
Cr	44,9850 ±2,1880AC	47,7583 ±2,8556AB	55,8500 ±0,2291BC	58,6833 ±2,9216AC	52,1533 ±3,4203BC	48,7150 ±2,8779AB
Cu	14,8233 ±1,7180 aACD	17,1950 ±0,4420 bABCD	19,1751 ±0,2703 abBCD	19,7183 ±1,2624 aABC	15,7500 ±1,4660 abACD	14,5617 ±1,5832 aABD
Fe	21892,1633 ±1864,7676 ACD	23875,4967 ±635,1640 ABD	29466,7000 ±237,3289 BCD	29256,7000 ±1778,2927 ABC	23296,7000 ±1849,4526 ABCD	22753,3667 ±2261,1962 ABD
Mn	415,9117 ±41,0112a	434,7283 ±8,2880a	441,7300 ±11,4378a	485,4133 ±22,1619a	397,7967 ±81,2547a	429,9300 ±30,1199a
Mo	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Ni	55,2617 ±1,4768AB	59,8117 ±2,8378AB	59,4600 ±2,1639A	66,8767 ±2,4007B	63,1267 ±5,0310AB	59,4933 ±1,6736A
Pb	13,8233 ±0,6434a	13,7400 ±0,7809a	14,2583 ±0,8130a	13,6117 ±0,0369a	12,5733 ±0,3937a	12,3233 ±1,2652a
Zn	63,2883 ±8,2081a	65,5217 ±9,3264a	69,2450 ±1,3229a	71,9450 ±3,4673a	63,4450 ±4,9727a	61,3283 ±7,0444a
B	0,9292 ±0,0650 acdAB	1,1885 ±0,1995 bcA	0,7402 ±0,1361 abcAB	0,9779 ±0,0618 adAB	0,8401 ±0,0697 abcdAB	0,8003 ±0,0532 abcdB
*vrednosti nivoa faktora označenih istim malim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,05						
**vrednosti nivoa faktora označenih istim velikim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,01						

Dubina zemljišta od 20 do 40 cm

Na sledećoj ispitivanoj dubini najviše vrednosti za arsen utvrđene su u trećoj istraživačkoj godini u zemljištu pod tretmanom (19,0250 ppm). Ponovo su u drugoj istraživačkoj godini najviše vrednosti zabeležene za kadmijum (0,3400 ppm), hrom (58,4167 ppm), bakar (19,4883 ppm), nikl (66,1100 ppm) i cink (75,5950 ppm). Takođe, najniže vrednosti su ponovo zapažene uglavnom u prvoj istraživačkoj godini na kontrolnoj varijanti. Vrednosti za sve elemente u posmatranim istraživačkim godinama su ispod MDK vrednosti propisane za poljoprivredna zemljišta.

Statistički značajne razlike vrednosti koncentracija kadmijuma na nivou 0,05 utvrđene su između kontrole i tretmana u prvoj godini, kao i između tretmana u drugoj i trećoj godini. Na istom nivou značajnosti vrednosti sadržaja kobalta statistički se značajno razlikuju samo između kontrola u prvoj i drugoj istraživačkoj godini, takođe sadržaj bora statistički se značajno razlikuje između kontrola u prvoj i trećoj godini.

Na nivou značajnosti 0,01 statistički značajne razlike postoje za sadržaj gvožđa između kontrole i tretmana u prvoj i trećoj istraživačkoj godini, kao i između tretmana druge i treće godine, dok na nivou značajnosti 0,05 postoje razlike između tretmana prve i druge godine u odnosu na treću posmatranu godinu.

Vrednosti koncentracija za hrom statistički se značajno razlikuju na nivou 0,01 između kontrole i tretmana u prvoj istraživačkoj godini i tretmana u prvoj godini sa vrednostima za tretman u drugoj i trećoj godini.

Uočena je statistički značajna razlika na nivou 0,01 kod vrednosti za sadržaj nikla između tretmana sve tri posmatrane godine.

Statistički značajne razlike, na oba nivoa značajnosti, nisu utvrđene za sadržaj arsena, olova i cinka.

Tabela 16. Mikroelementi, ukupni sadržaj u zemljištu na dubini od 20 do 40 cm
(ppm)

	2011		2012		2013	
	K	T	K	T	K	T
As	17,8633 ±6,3685a	16,3067 ±4,4901a	16,8033 ±7,2949a	15,3517 ±3,8875a	13,5483 ±0,2151a	19,0250 ±2,9327a
Cd	0,2233 ±0,0202 abd	0,2233 ±0,0180 abc	0,3333 ±0,0501 bcd	0,3400 ±0,0879 acd	0,2850 ±0,0132 abcd	0,2633 ±0,0202 abcd
Co	11,6267 ±1,2446a	11,3633 ±0,5087ab	13,6433 ±0,9296b	12,8083 ±0,2964ab	12,9600 ±1,2654ab	11,5733 ±0,4479ab
Cr	44,5067 ±4,1543 AC	45,1617 ±3,6819 AB	54,7833 ±1,3877 BC	58,4167 ±2,5072 AC	50,7000 ±0,3279 ABC	53,1000 ±4,0814 BC
Cu	15,7583 ±2,9129 ac	14,5350 ±1,0740 ac	19,4883 ±2,2449 bc	18,5433 ±1,8312 ab	16,8483 ±0,7242 abc	14,8900 ±1,3600 bc
Fe	21612,16 ±3245,80 abAC	19842,16 ±445,26 aAB	27800,03 ±1645,53 abBC	26756,70 ±1478,20 aBC	26286,70 ±234,04 abBC	23273,37 ±2255,16 bABC
Mn	438,5450 ±28,4569a	524,2950 ±20,8544a	477,6300 ±18,7439a	453,5967 ±13,4401a	489,9133 ±19,3121a	431,6633 ±14,2683a
Mo	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Ni	57,0450 ±1,2580 ABC	57,2783 ±1,2189 A	64,8267 ±1,4978 ABC	66,1100 ±0,9849 B	58,8933 ±1,5446 ABC	61,7600 ±2,3580 C
Pb	12,8983 ±1,9029a	12,9117 ±1,7779a	14,6000 ±0,7710a	13,7983 ±0,4772a	14,7450 ±0,8992a	14,4300 ±1,1319a
Zn	61,6217 ±9,5008a	64,6550 ±9,4039a	75,5950 ±4,0752a	75,4450 ±6,4117a	65,7617 ±3,3839a	74,8783 ±8,7287a
B	1,0396 ±0,2532a	0,8123 ±0,1581ab	0,8110 ±0,1064ab	0,6081 ±0,0100ab	0,7053 ±0,1363b	0,6510ab ±0,0800ab
*vrednosti nivoa faktora označenih istim malim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,05						
** vrednosti nivoa faktora označenih istim velikim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,01						

Dubina zemljišta od 40 do 60 cm

Najniže vrednosti koncentracije elemenata su na ovoj ispitivanoj dubini uglavnom u prvoj istraživačkoj godini (tab. 17). Vrednosti za sve elemente u posmatranim istraživačkim godinama su ispod MDK vrednosti propisane za poljoprivredna zemljišta.

Statistički značajne razlike na nivou značajnosti 0,05 utvrđene su kod vrednosti za sadržaj hroma između tretmana u prvoj i drugoj godini. Statistički značajne razlike na istom nivou značajnosti utvrđene su i za sadržaj bakra između tretmana u prvoj i trećoj, i drugoj i trećoj godini, i kontrole i tretmana u trećoj godini.

Vrednosti koncentracija kobalta imaju statistički značajnu razliku na nivou 0,01 između kontrole i tretmana u svim istraživačkim godinama, na istom nivou značajnosti postoje razlike kod utvrđenih vrednosti koncentracija hroma između kontrole i tretmana u prve dve godine kao i između tretmana u drugoj i trećoj godini. Na istom nivou značajnosti utvrđene su razlike i za sadržaj gvožđa između tretmana u prvoj i trećoj, i drugoj i trećoj godini, i kontrole i tretmana u trećoj godini.

Vrednosti koncentracija utvrđenih kod mangana statistički se razlikuju na nivou značajnosti 0,05 između tretmana u prve dve istraživačke godine, dok se na nivou značajnosti 0,01 razlikuju kontrola i tretman u svim istraživačkim godinama.

Statistički značajne razlike na nivou značajnosti 0,01 utvrđene su za sadržaj nikla između tretmana u svim istraživačkim godinama.

Vrednosti sadržaja cinka statistički se razlikuju na nivou 0,01 između tretmana u prvoj i trećoj godini, drugoj i trećoj godini, kao i između kontrole i tretmana u trećoj posmatranoj godini. Utvrđene vrednosti koncentracije bora statistički se razlikuju između tretmana prve i treće godine, druge i treće godine, kao i kontrole i tretmana u poslednjoj istraživačkoj godini na nivou značajnosti 0,01.

Statistički značajne razlike, na oba nivoa značajnosti, nisu utvrđene za sadržaj arsena, kadmijuma i olova.

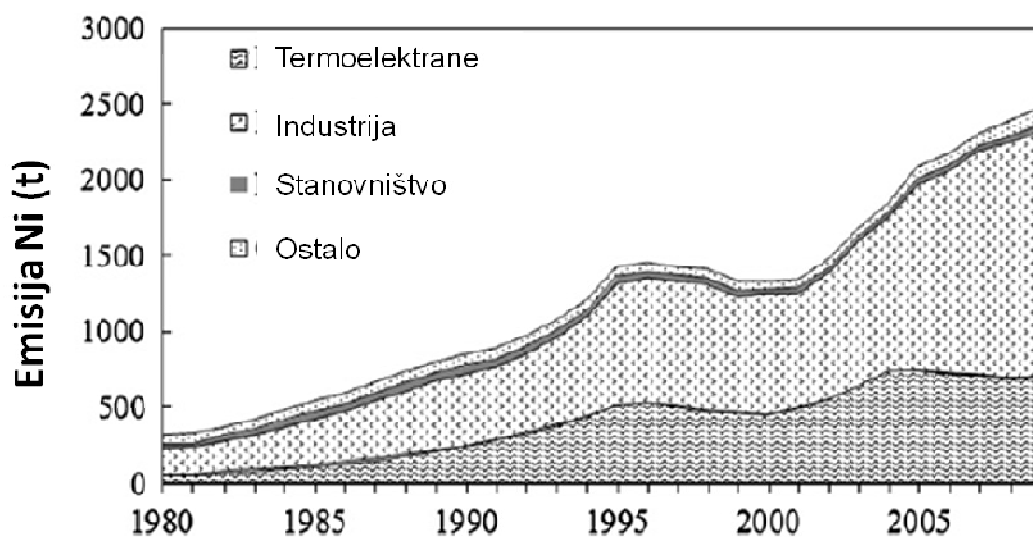
Tabela 17. Mikroelementi, ukupni sadržaj u zemljištu na dubini od 40 do 60 cm
(ppm)

	2011		2012		2013	
	K	T	K	T	K	T
As	10,3300	10,1600	10,1667	10,1633	10,2800	10,2050
	±0,2022a	±0,0458a	±0,0379a	±0,0451a	±0,0361a	±0,0278a
Cd	0,2300	0,2400	0,2300	0,2233	0,2433	0,2150
	±0,0265a	±0,0100a	±0,0100a	±0,0153a	±0,0115a	±0,0050a
Co	8,3967	10,1933	8,3867	10,1767	8,4600	10,2467
	±0,1193A	±0,0153B	±0,0321A	±0,0586B	±0,0458A	±0,0252B
Cr	34,9833	36,3533	35,4967	37,1267	35,2767	35,8933
	±0,7059	±0,2237	±0,0569	±0,1365	±0,0351	±0,6442
	abACD	aBCD	abABC	bABD	abABCD	abABC
Cu	14,3267	15,7667	15,6967	16,5533	16,2950	12,9100
	±0,4611ab	±0,3512a	±0,5273ab	±0,2411a	±0,4531a	±2,6552b
Fe	24204,26	25506,46	25508,37	24921,93	25103,37	19546,70
	±197,12AB	±376,28A	±527,41AB	±262,61A	±180,85A	±3631,77B
Mn	418,7300	370,8367	420,8000	347,5533	422,2700	356,1867
	±6,1505	±20,4830	±0,7114	±8,4443	±0,9906	±0,9404
	abA	aB	abA	bB	abA	abB
Mo	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Ni	35,0200	35,1400	36,1867	45,3367	38,4667	38,6400
	±0,7365A	±0,1253A	±0,0551A	±0,9762A B	±0,2930BC	±0,4453AC
Pb	10,1167	10,4700	10,1567	10,3700	10,5567	10,5200
	±0,4650a	±0,3305a	±0,0503a	±0,1825a	±0,2801a	±0,4051a
Zn	69,4500	70,7467	74,6333	76,9768	65,7117	49,4367
	±1,0709	±0,5300	±0,2290	±0,3444	±5,2814	±8,8034
	abAB	abA	aAB	abA	bA	abB
B	1,1347	1,1892	1,1531	1,1451	1,0192	3,3259
	±0,1287AB	±0,0638A	±0,0631AB	±0,0209A	±0,0199A	±0,1693B

*vrednosti nivoa faktora označenih istim malim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti $P < 0,05$

** vrednosti nivoa faktora označenih istim velikim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti $P < 0,01$

Na svim ispitivanim dubinama zemljišta vrednosti se nalaze ispod maksimalno dozvoljenih koncentracija izuzev nikla.



Slika 23. Trend emisije Ni sagorevanjem uglja iz različitih izvora (1980-2009)
(izvor : Tian et al., 2012)

Može se pretpostaviti da je izvor Ni antropogenog porekla, prirodni izvor Ni u zemljištu može biti samo matična stena (Žarković i Blagojević, 2009).

Prema istraživanjima Tian et al. najveći antropogeni izvor nikla upravo čine postrojenja za sagorevanje uglja u Kini u periodu od 1980. do 2009. godine, što se može videti na slici 23. Ispitivanja zemljišta u blizini TE u Turskoj ukazala su da se vrednosti koncentracije nikla u zemljištu nalaze u intervalu od 1,9 do 81,7 ppm (Cicek i Koparal, 2004) i 16,6 do 2385 ppm (Ozkul, 2016). Izrazito visoke koncentracije nikla (33,1 – 769 ppm) određene su u Grčkoj, takođe u zemljištima u blizini TE (Tsikritzis et al., 2002).

Posmatrajući tabelu 15 možemo sagledati da se koncentracije arsena na ispitivanom prostoru nalaze ispod maksimalno dozvoljenih koncentracija propisane nacionalnim pravinikom, ali znatno su više od koncentracija utvrđenih za nezagađena zemljišta Evrope. Ispitivanja poljoprivrednih zemljišta u blizini TE u Brazilu ukazala su na antropogeni uticaj TE, maksimalna koncentracija arsena bila je 15 ppm (Rodriguez-Iruretagoiena et al., 2007), dok je u zemljištima Turske u blizine TE iznosila 4,4 do 317,5 ppm (Ozkul, 2016).

Arsen, kao teratogeni agens, kancerogeni i izrazito fitotoksični element smatra se najopasnijim po kvalitet životne sredine. Oba valetna oblika arsena (As^{+3} , As^{+5}) lako se akumuliraju u tkivima živih bića usled velikog afiniteta prema proteinima, lipidima i

drugim ćelijskim komponentama (Adriano, 2001). Arsen i njegova jedinjenja klasifikovani su u grupu I kancerogenih agenasa (IARC, 1987). Glavni antropogeni izvor As je sagorevanje uglja radi dobijanja energije (Finkelman et al., 1999, 2002; Wang and Mulligan, 2006; Zhao et al., 2017).

Ispitivanje sadržaja As u uglju i njegova distribucija u životnoj sredini sprovedena su u Kini. Ugalj je dominantan energetska resurs u Kini, uz potrošnju od oko 3,02 biliona tona u 2009. godini (NBS, 2009).

Prosečan sadržaj As u ugljevima Kine procenjen je na $3,18 \text{ mg kg}^{-1}$, As iz uglja može se naći u velikim količinama u pepelu (čak 82,9%), 252 tone As emituju termoelektrane sagorevanjem uglja (Kang et al, 2011). Emitovan iz termoelektrana može se transportovati na velike udaljenosti tako da njegov negativan uticaj na vazduh, zemljište i živa bića nije lokalizovan u blizini samih postrojenja (Swaine, 2000; Liu et al., 2004). Značajne količine arsena zabeležene su u zemljištu na udaljenosti od 80 kilometara od postrojenja (Nerin et al., 1994). Na udaljenosti od 1 km najviša zabeležena vrednost As u površinskim slojevima zemljišta iznosila je $19,26 \text{ mgkg}^{-1}$ (Fang et al., 2010).

4.1.4. Mikroelementi, pristupačni sadržaj

Sadržaj pristupačnih elemenata u tragovima ispitivanog zemljišta prikazan je kroz tri istraživačke godine na dubini od 0 do 20 cm, takođe za deo parcele označen kao kontrola (K) i tretman (T).

Dubina zemljišta od 0 do 20 cm

Sadržaj pristupačnih elemenata prikazan je u tabeli 18, prikazani rezultati se odnose na ispitivanu dubinu od 0 do 20cm.

Statistički značajne razlike utvrđene su za sadržaj arsena na nivou značajnosti 0,01 između kontrola prve i druge istraživačke godine sa kontrolom u trećoj godini gde je i utvrđen najmanji sadržaj arsena ($0,0280 \text{ pm}$). Vrednosti sadržaja kadmijuma statistički se značajno razlikuju na nivou značajnosti 0,01 između tretmana u prvoj i drugoj godini sa vrednostima utvrđenim na tretmanu treće istraživačke godine.

Statistički značajne razlike na nivou značajnosti 0,05 sadržaja bakra utvrđene su između kontrole i tretmana u prvoj i trećoj godini, kontrole u prvoj godini u odnosu na

kontrole u drugoj i trećoj godini, na istom nivou značajnosti utvrđene su i razlike u sadržaju mangana između tretmana druge i treće godine, kao i između kontrole i tretmana u trećoj istraživačkoj godini. Takođe, na nivou značajnosti 0,05 postoje razlike kod sadržaja bora između tretmana u drugoj i trećoj istraživačkoj godini.

Statistički značajne razlike, na oba nivoa značajnosti, nisu utvrđene za sadržaj kobalta, hroma, gvožđa, olova i cinka.

Tabela 18. Sadržaj pristupačnih elemenata (0-20cm) (ppm)

	2011		2012		2013	
	K	T	K	T	K	T
As	1,0389 ±0,0017A	1,3730 ±0,5756AB	1,0381 ±0,0016A	1,0349 ±0,0029AB	1,0280 ±0,0057B	1,0385 ±0,0008AB
Cd	0,0759 ±0,0099AB	0,0750 ±0,0098A	0,0669 ±0,0367AB	0,0866 ±0,0571A	0,0717 ±0,0094A	0,0907 ±0,0053B
Co	0,9449 ±0,0986a	1,3656 ±0,5766a	1,0130 ±0,0630a	0,9733 ±0,1181a	0,7739 ±0,1494a	0,9991 ±0,0575a
Cr	7,0018 ±0,9999a	12,1129 ±2,0551a	5,3487 ±1,1524a	11,0213 ±3,0140a	12,0140 ±2,6480a	17,0087 ±2,6454a
Cu	0,9097 ±0,1253ac	0,7505 ±0,0328bc	0,7505 ±0,0244bc	0,8264 ±0,0039abc	0,7005 ±0,0592b	0,8264 ±0,0907ac
Fe	113,4080 ±24,6563a	80,8613 ±4,6010a	96,8680 ±12,0785a	95,4480 ±6,3351a	88,6547 ±4,5326a	101,8013 ±7,3957a
Mn	68,6047 ±10,2226ab	54,0980 ±5,1174ab	69,3247 ±9,5132ab	65,5180 ±4,0632a	46,3047 ±4,0162a	43,2847 ±9,1481b
Mo	/	/	/	/	/	/
Ni	3,9767 ±0,5694a	12,9352 ±2,1021a	4,9797 ±1,1738a	12,2826 ±1,9754a	6,1747 ±1,8316a	17,9621 ±3,4825a
Pb	1,8485 ±0,3795a	1,4778 ±0,0593a	1,5425 ±0,0152a	1,5117 ±0,1490a	1,3279 ±0,0685a	1,5104 ±0,0778a
Zn	7,5153 ±0,5067a	5,3227 ±1,0248a	9,2773 ±1,7820a	8,2320 ±2,6012a	7,1820 ±0,9559a	8,7533 ±0,7962a
B	0,0880 ±0,0061ab	0,0730 ±0,0046ab	0,0727 ±0,0162ab	0,0580 ±0,0087a	0,0747 ±0,0065ab	0,0757 ±0,0035b
*vrednosti nivoa faktora označenih istim malim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,05						
** vrednosti nivoa faktora označenih istim velikim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,01						

4.1.5. Procena zagađenosti zemljišta

Akumulacija visokih nivoa potencijalno toksičnih elemenata u poljoprivrednim zemljištima predstavlja veliku opasnost po kvalitet i produktivnost useva (Raja et al., 2015). Jedan od glavnih izvora zagađenja tim elementima je dugoročno korišćenje netretiranih otpadnih voda za navodnjavanje (WHO/FAO, 2007).

Procena zagađenosti zemljišta, odnosno procena rizika korišćenja kontaminiranih voda za navodnjavanje na kvalitet zemljišta u pogledu sadržaja potencijalno toksičnih elemenata, određena je na osnovu koeficijenta kontaminacije (Cf) i indeksa zagađenja (PLI). Radi procene rizika, u okviru ovih istraživanja, posmatra se ispitivana dubina od 0 do 20 cm i elementi: As, Cd, Co, Cr, Ni, Pb i Zn.

Prirodne „*background*“ koncentracije metala u nekom medijumu predstavljaju koncentracije koje su na određenoj lokaciji utvrđene pre antropogenog uticaja (Juan, 1994). Globalizovanje „*background*“ koncentracija velikog prostora vodi ka nizu problema u interpretaciji rezultata, međutim kada ne postoje podaci za određeno područje globalizacija predstavlja neophodnost u definisanju prirodnih koncentracija (Reimann i Garrett, 2005). Za istraživani prostor ne postoje podaci za vrednosti koncentracija ispitivanih metala u zemljištu pre industrijske revolucije, pa su za određivanje Cf korišćeni podaci nezagađenih zemljišta Evrope (tabela 2).

Tabela 19. Srednje vrednosti i standardne devijacije koeficijenta kontaminacije, Cf, pojedinih elemenata u tragovima

		As	Cd	Co	Cr	Ni	Pb	Zn
2011	K	1,97 ±0,63	1,56 ±0,02	1,42 ±0,08	0,75 ±0,04	3,07 ±0,08	0,61 ±0,03	1,22 ±0,16
	T	2,11 ±0,35	1,63 ±0,05	1,53 ±0,03	0,80 ±0,05	3,32 ±0,16	0,61 ±0,03	1,26 ±0,18
2012	K	1,39 ±0,14	2,10 ±0,14	1,67 ±0,08	0,93 ±0,00	3,30 ±0,12	0,63 ±0,04	1,33 ±0,03
	T	1,83 ±0,10	2,25 ±0,23	1,68 ±0,07	0,98 ±0,05	3,72 ±0,13	0,60 ±0,00	1,38 ±0,07
2013	K	2,48 ±0,58	1,99 ±0,30	1,54 ±0,08	0,87 ±0,06	3,51 ±0,28	0,56 ±0,02	1,22 ±0,10
	T	2,45 ±0,34	1,77 ±0,23	1,50 ±0,11	0,81 ±0,05	3,31 ±0,09	0,55 ±0,06	1,18 ±0,14

Srednje vrednosti koeficijenta kontaminacije (tabela 19) veće su od jedinice, izuzev za hrom i olovo, što ukazuje da postoji antropogeni uticaj na kvalitet zemljišta ispitivane lokacije. Na srednji stepen zagađenja ukazuju vrednosti za arsen, kadmijum, kobalt i cink, dok vrednost Cf za nikl ukazuje na znatan stepen antropogenog uticaja. Statistički značajne razike ne postoje između kontrole i tretmana, kao ni između tretmana u različitim godinama.

Tabela 20. Srednje vrednosti i standardne devijacije indeksa kontaminacije, PLI

Godina		2011	2012	2013
PLI	K	1,33±0,03	1,44±0,01	1,48±0,05
	T	1,40±0,09	1,54±0,06	1,41±0,12

Indeks kontaminacije, PLI, je jednostavan empirijski indeks koji pruža komparativnu jedinicu za procenu zagađenja zemljišta metalima (Aschale et al., 2016; Chaparro et al., 2017; Dahms et al., 2017; Goher et al., 2014; Kadhum et al., 2015; Kalender i Uçar, 2013; Pejman et al., 2015). Ispitivanja u Indiji utvrdila su u površinskim slojevima zemljišta u blizini malih industrijskih postrojenja vrednosti PLI

do čak 8,77 (Pathak et al., 2015), kao i ispitivanja u zemljištima u blizini industrijskog centra Kazahstana gde je utvrđena vrednost PLI od čak 33,4 (Woszczyk, et al., 2018), dok su zemljišta Indije u blizini rudnika uglja smatrana umereno zagađenim sa vrednostima PLI od 1,3 (Masto et al., 2017).

Srednje vrednosti indeksa kontaminacije su u rasponu od 1,33 do 1,54. Ove vrednosti ponovo ukazuju na antropogeni uticaj. Izuzev vrednosti arsena, antropogeni uticaj je najosetniji u drugoj istraživačkoj godini.

4.2. Kvalitet vode iz kanala – odabrani pokazatelji

U okviru ovog poglavlja predstavljeni su rezultati analiza odabranih parametara vode iz kanala koji se proteže duž eksperimentalne parcele. Analize su vršene radi utvrđivanja kvaliteta vode za navodnjavanje, ujedno i radi praćenja uticaja vode takvog kvaliteta na zemljište. Takođe, u svrhu procene potencijalnog zagađenja prikazani su rezultati analiza sedimenta uzorkovanog iz kanala za navodnjavanje.

4.2.1. Osnovni parametri

Tabela 21 sadrži prosečni sadržaj odabranih parametara za praćenje kvaliteta vode iz kanala kojom je navodnjavano eksperimentalno polje. pH vrednost je pokazivala slabo baznu reakciju (8,15-8,35). Prosečna vrednost za meru sadržaja ukupnih soli se kretala u intervalu od 1,263 do 1,289 mScm⁻¹. Sadržaj karbonata bio je najviši 2011. godine, 65,2 mg l⁻¹. Sadržaj bikarbonata je bio malo povišen sa najvišom vrednošću od 635,4 mg l⁻¹ 2012. godine. Sadržaj hlorida je bio uobičajen za vode koje se koriste za navodnjavanje (90,6 – 94,8 mg l⁻¹), kao i sadržaj natrijuma (118,4 – 122,8 mg l⁻¹). Ispitivani oblici azota u najvišim koncentracijama utvrđeni su u drugoj istraživačkoj godini (amonijačni 0,22 ppm, nitriti 0,031 ppm i nitrati 1,6 ppm).

Tabela 21. Prosečni godišnji sadržaj osnovnih parametara praćenja kvaliteta vode iz kanala

	2011	2012	2013
pH	8,21±0,51	8,35±0,40	8,15±0,62
EC (mScm⁻¹)	1,289±0,122	1,254±0,264	1,263±0,157
HPK (mgO₂l⁻¹)	13,4±0,5	15,4±0,7	12,7±0,8
CO₃²⁻ (mg l⁻¹)	65,2±1,4	64,8±2,1	62,4±1,8
HCO₃⁻ (mg l⁻¹)	624,3±5,7	635,4±6,3	632,7±8,2
Cl⁻ (mg l⁻¹)	93,4±1,5	94,8±1,7	90,6±1,6
Na⁺ (mg l⁻¹)	118,4±4,8	120,7±6,3	122,8±7,1
Ca²⁺ (mg l⁻¹)	180,8±4,1	189,4±6,8	191,7±7,9
Mg²⁺ (mg l⁻¹)	35,7±8,1	38,4±9,4	28,7±7,2
NH₄⁺ (mg l⁻¹)	0,18±0,05	0,22±0,07	0,20±0,09
NO₂⁻ (mg l⁻¹)	0,025±0,008	0,031±0,006	0,028±0,004
NO₃⁻ (mg l⁻¹)	0,9±0,3	1,6±0,5	1,3±0,8

4.2.2. Makro i mikroelementi

Sezonsko praćenje kvaliteta voda u pogledu sadržaja elemenata u tragovima prikazano je u tabeli 22, 23 i 24. Najviši sadržaj arsena utvrđen je početkom treće istraživačke godine (0,0051 ppm). Koncentracije kadmijuma, kobalta i hroma su ujednačene tokom istraživačkog perioda sa izrazito malo varijacija. Najviši sadržaj bakra je primećen u drugoj istraživačkoj godini (0,0020-0,0029 ppm). Najviša koncentracija gvožđa, krajem prve istraživačke godine, iznosi 0,3564 ppm. Sadržaj mangana bio je najniži u drugoj istraživačkoj godini (0,0075 ppm), a najviši u proleće treće istraživačke godine (0,3395 ppm). Koncentracije molibdena u toku istraživačkog perioda kretale su se u intervalu od 0,0239 do 0,1958 ppm. Najniža zabeležena koncentracija nikla bila je u proleće 2012. godine (0,0007 ppm), a najviša u jesen 2013. godine (0,0051 ppm). Vrednosti koncentracija olova kretale su se u intervalu od 0,0014 do 0,0056 ppm. Najniži sadržaj cinka utvrđen je u jesen 2012. godine, a najviši u leto iste godine. Koncentracije bora imaju opseg između 0,3282 i 1,7407 ppm.

U prvoj istraživačkoj godini (2011)

Sadržaj arsena, bora, magnezijuma, mangana, nikla, sumpora u proleće statistički se značajno razlikuje na nivou značajnosti 0,01 od sadržaja u ostalim godišnjim dobima. Statistička značajna razlika na nivou značajnosti 0,01 uočava se i kod sadržaja molibdena u proleće i u ostalim godišnjim dobima, kao i između leta i jeseni, i leta i zime. Statistički značajna razlika, na nivou značajnosti 0,01, uočava se između proleća i ostalih godišnjih doba, kao i između leta i zime, jeseni i zime kod sadržaja cinka i gvožđa. Na oba nivoa značajnosti nema statistički značajnih razlika kod sadržaja kalcijuma, kadmijuma, kobalta, hroma, bakra i olova.

U drugoj istraživačkoj godini (2012)

Statistički značajne razlike na nivou značajnosti 0,01 se uočavaju između proleća i ostalih godišnjih doba za sadržaj bora, gvožđa, magnezijuma, mangana, molibdena i sumpora.

Kod sadržaja cinka utvrđene su statistički značajne razlike na nivou značajnosti od 0,05 između proleća i ostalih godišnjih doba, kao i na nivou značajnosti 0,01 između leta i jeseni, leta i zime. Na oba nivoa značajnosti nema statistički značajnih razlika kod sadržaja arsena, kalcijuma, kadmijuma, kobalta, hroma, nikla i olova.

U trećoj istraživačkoj godini (2013)

Statistički značajne razlike na nivou značajnosti 0,01 se uočavaju između proleća i ostalih godišnjih doba za sadržaj bora, kalcijuma, magnezijuma, mangana, molibdena, olova i sumpora.

Utvrđena je i statistički značajna razlika na nivou značajnosti od 0,05 u pogledu sadržaja kalcijuma u jesen i zimu, kao i za sadržaj sumpora u leto i zimu. Na oba nivoa značajnosti nema statistički značajnih razlika kod sadržaja arsena, kadmijuma, kobalta, hroma, bakra, gvožđa, nikla i cinka.

Tabela 22. Sadržaj elemenata u vodi kanala, 2011. godine (ppm)

	1	2	3	4
As	0,0046 ±0,0003A	0,0160 ±0,0020B	0,0169 ±0,0006B	0,0150 ±0,0014B
B	0,4975 ±0,0643A	1,6545 ±0,1011B	1,7407 ±0,0928B	1,7184 ±0,1681B
Ca	188,6001 ±9,0185a	190,4667 ±2,0599a	190,3667 ±1,9140a	190,9010 ±3,4511a
Cd	0,0002 ±0,0000a	0,0002 ±0,0001a	0,0002 ±0,0001a	0,0002 ±0,0001a
Co	0,0003 ±0,0001a	0,0003 ±0,0002a	0,0003 ±0,0001a	0,0003 ±0,0002a
Cr	0,0040 ±0,0003a	0,0037 ±0,0009a	0,0043 ±0,0007a	0,0042 ±0,0008a
Cu	0,0019 ±0,0002a	0,0013 ±0,0002a	0,0024 ±0,0001a	0,0020 ±0,0026a
Fe	0,1244 ±0,0115A	0,0255 ±0,0098B	0,0279 ±0,0017B	0,3564 ±0,0017C
Mg	33,4825 ±1,1923A	27,1685 ±0,3002B	26,2335 ±1,0836B	27,6655 ±0,4729B
Mn	0,1939 ±0,0767A	0,0859 ±0,0053B	0,1432 ±0,0060B	0,1452 ±0,0029B
Mo	0,1487 ±0,0019A	0,1774 ±0,0004B	0,1925 ±0,0045C	0,1958 ±0,0024C
Ni	0,0010 ±0,0001A	0,0014 ±0,0002B	0,0010 ±0,0003B	0,0012 ±0,0003B
Pb	0,0021 ±0,0006a	0,0024 ±0,0030a	0,0016 ±0,0002a	0,0014 ±0,0004a
S	167,7083 ±1,2897A	161,7000 ±2,8827B	161,3333 ±0,6658B	160,6667 ±0,7782B
Zn	0,0047 ±0,0002A	0,0029 ±0,0003B	0,0030 ±0,0003B	0,0086 ±0,0003C
*vrednosti nivoa faktora označenih istim malim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,05				
** vrednosti nivoa faktora označenih istim velikim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,01				

1-proleće, 2-letno, 3 –jesen, 4 –zima

Tabela 23. Sadržaj elemenata u vodi kanala, 2012. godine (ppm)

	1	2	3	4
As	0,0155 ±0,0047a	0,0188 ±0,0023a	0,0170 ±0,0016a	0,0256 ±0,0099a
B	0,5175 ±0,1950A	1,6423 ±0,1668B	1,6810 ±0,1082B	1,6312 ±0,0663B
Ca	182,5167 ±8,7579a	181,8667 ±1,0116a	175,9800 ±3,1233a	171,0900 ±3,0976a
Cd	0,0003 ±0,0001a	0,0001 ±0,0001a	0,0003 ±0,0002a	0,0001 ±0,0002a
Co	0,0001 ±0,0000a	0,0001 ±0,0000a	0,0001 ±0,0000a	0,0001 ±0,0000a
Cr	0,0030 ±0,0002a	0,0031 ±0,0005a	0,0031 ±0,0003a	0,0034 ±0,0008a
Cu	0,0023 ±0,0011a	0,0020 ±0,0006a	0,0026 ±0,0019a	0,0029 ±0,0016a
Fe	0,2600 ±0,0640A	0,0317 ±0,0151B	0,0255 ±0,0096B	0,0179 ±0,0017B
Mg	65,3167 ±3,7537A	24,0333 ±1,7039B	24,3433 ±1,3408B	25,9333 ±2,5627B
Mn	0,2508 ±0,1016A	0,0075 ±0,0012B	0,0089 ±0,0065B	0,0075 ±0,0022B
Mo	0,0272 ±0,0220A	0,1752 ±0,0101B	0,1790 ±0,0219B	0,1957 ±0,0091B
Ni	0,0007 ±0,0002a	0,0043 ±0,0047a	0,0008 ±0,0004a	0,0008 ±0,0006a
Pb	0,0037 ±0,0029a	0,0043 ±0,0015a	0,0054 ±0,0035a	0,0018 ±0,0007a
S	174,4000 ±7,1421A	143,4000 ±8,6122B	145,1333 ±1,2897B	150,1667 ±1,6442B
Zn	0,0082 ±0,0039aAB	0,0138 ±0,0015bA	0,0003 ±0,0002bB	0,0037 ±0,0011bB
*vrednosti nivoa faktora označenih istim malim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,05				
** vrednosti nivoa faktora označenih istim velikim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,01				

1-proleće, 2-letno, 3 –jesen, 4 –zima

Tabela 24. Sadržaj elemenata u vodi kanala, 2013. godine (ppm)

	1	2	3	4
As	0,0051 ±0,0012a	0,0219 ±0,0122a	0,0098 ±0,0041a	0,0077 ±0,0077a
B	0,3282 ±0,0275A	1,6814 ±0,0312B	1,6563 ±0,0601B	1,6601 ±0,0615B
Ca	168,5333abA ±3,4312	188,5000abB ±2,0075	189,1667aB ±4,2899	182,9333bB ±3,0860
Cd	0,0001 ±0,0000a	0,0001 ±0,0000a	0,0001 ±0,0000a	0,0001 ±0,0000a
Co	0,0001 ±0,0000a	0,0001 ±0,0000a	0,0001 ±0,0000a	0,0001 ±0,0000a
Cr	0,0034 ±0,0004a	0,0039 ±0,0002a	0,0036 ±0,0001a	0,0032 ±0,0003a
Cu	0,0012 ±0,0003a	0,0008 ±0,0006a	0,0017 ±0,0008a	0,0020 ±0,0002a
Fe	0,0871 ±0,0713a	0,0316 ±0,0097a	0,0149 ±0,0029a	0,0209 ±0,0025a
Mg	64,2233 ±4,2855A	30,7300 ±0,7869B	29,7367 ±0,0404B	29,0400 ±1,6408B
Mn	0,3395 ±0,0357A	0,0440 ±0,0397B	0,0711 ±0,0149B	0,0441 ±0,0112B
Mo	0,0239 ±0,0124A	0,1897 ±0,0133B	0,1777 ±0,0109B	0,1883 ±0,0199B
Ni	0,0012 ±0,0004a	0,0015 ±0,0003a	0,0051 ±0,0035a	0,0024 ±0,0010a
Pb	0,0056 ±0,0008A	0,0023 ±0,0004B	0,0020 ±0,0002B	0,0023 ±0,0004B
S	174,9000 ±2,6851abA	160,2667 ±2,0133aB	160,7000 ±2,1000abB	164,5333 ±1,2583bB
Zn	0,0020 ±0,0006a	0,0022 ±0,0013a	0,0037 ±0,0022a	0,0022 ±0,0004a
*vrednosti nivoa faktora označenih istim malim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,05				
** vrednosti nivoa faktora označenih istim velikim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,01				

1-proleće, 2-letno, 3 –jesen, 4 –zima

Kvalitet vode iz kanala, korišćene za navodnjavanje, tokom sve tri posmatrane godine u sva četiri godišnja doba je bio odgovarajućeg kvaliteta u skladu sa nacionalnim pravilnikom ("Sl. glasnik RS", br. 23/94), jedini izuzetak je bor koji, osim u proleće, u toku sve tri posmatrane godine ima vrednosti iznad maksimalno dozvoljenih.

Tabela 25. Prosečni godišnji sadržaj mikro i makroelemenata u vodi kanala (ppm)

	2011	2012	2013
As	0,0131± 0,0053a	0,0192± 0,0063b	0,0111± 0,0087a
B	1,4028± 0,5553a	1,3680± 0,5275a	1,3315± 0,6065a
Ca	188,6000± 5,5890A	177,8633± 6,4347B	182,2833± 9,1154AB
Cd	0,0002± 0,0001A	0,0002± 0,0001AB	0,0001± 0,0000B
Co	0,0003± 0,0001A	0,0001± 0,0000B	0,0001± 0,0000B
Cr	0,0040± 0,0006A	0,0031± 0,0005B	0,0035± 0,0004AB
Cu	0,0019± 0,0012a	0,0024± 0,0012a	0,0014± 0,0006a
Fe	0,1244± 0,1424a	0,0838± 0,1101a	0,0386± 0,0429a
Mg	33,4825± 11,7214a	34,9067± 18,4785a	38,4325± 15,6912a
Mn	0,1939± 0,1317a	0,0687± 0,1181a	0,1247± 0,1322a
Mo	0,1487± 0,0725a	0,1443± 0,0725a	0,1449± 0,0742a
Ni	0,0010± 0,0005a	0,0017± 0,0026a	0,0026± 0,0022a
Pb	0,0021± 0,0015a	0,0038± 0,0025a	0,0030± 0,0016a
S	167,7083± 11,8127A	153,2750± 13,8770B	165,1000± 6,4085AB
Zn	0,0047± 0,0024ab	0,0065± 0,0056a	0,0025± 0,0014b

*vrednosti nivoa faktora označenih istim malim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,05
** vrednosti nivoa faktora označenih istim velikim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,01

Prosečni godišnji sadržaj elemenata u vodi iz kanala predstavljen je u tabeli 25. Statistički značajne razlike na nivou značajnosti 0,01 utvrđene su za sadržaj kalcijuma, hroma i sumora između prve i druge godine, kao i za sadržaj kadmijuma između prve i treće istraživačke godine.

Na nivou značajnosti 0,05 statistički značajne razlike utvrđene su za sadržaj arsena i to između prve i druge, kao i između prve i treće posmatrane godine. Na istom nivou značajnosti postoje značajne razlike za sadržaj cinka između druge i treće posmatrane godine.

Statistički značajne razlike nisu utvrđene između posmatranih godina za sadržaj bora, bakra, gvožđa, magnezijuma, mangana, molibdena, nikla i olova.

Dominantan izvor elemenata u tragovima u poljoprivrednim zemljištima upravo predstavljaju vode koje služe za navodnjavanje (Islam et al., 2018; Trujillo-González et al., 2017). Mnoge studije pružile su kvantitativne dokaze radi ukazivanja na kritičnu potrebu za oštrijim propisima u pogledu ispuštanja otpadnih voda iz industrije (Islam et al., 2018; Rasool et al., 2017; Saha et al., 2017; Wang et al., 2017)

4.2.3. Analiza sedimenta – procena potencijalnog rizika

Određivanje stepena ekološkog rizika za sadržaj metala u vodenim sredinama istorijski je povezano sa opštim standardima kvaliteta, na osnovu ukupnog sadržaja metala u sedimentu (Vink, 2009).

Tabela 26, 27 i 28 prikazuje sadržaj elemenata u tragovima u sedimentu ispitivanog kanala. Najniža koncentracija arsena (29,8585 ppm) utvrđena je početkom istraživačkog perioda u jesen, dok je najviša koncentracija utvrđena u poslednjoj istraživačkoj godini (130,8000 ppm), takođe, u jesenjem periodu. Vrednost koncentracije kadmijuma varira u rasponu od 0,2327 do 0,5650 ppm. Sadržaj kobalta bio je najniži u jesen 2012.-e godine (10,3440 ppm), a najviši takođe u jesen 2011.-e godine (14,3855 ppm). Sadržaj hroma se povećava u sedimentu kanala tokom istraživačkog perioda i najviši je 2013. godine (75,6740 ppm). Bakar je imao najniži sadržaj tokom 2011. godine (17,0550 – 17,7600 ppm), a najviši krajem 2012. godine (35,8051 ppm). Najniža koncentracija gvožđa utvrđena je takođe, počekom istraživanja (24143,4390 ppm), a najviša ponovo krajem 2013. godine (38427,2200 ppm).

Najviši sadržaj mangana ustanovljen je u trećoj godini istraživanja (640,3150 – 740,5350 ppm). Najniže koncentracije molibdena ustanovljene su u 2011. godini (1,5100-1,9295 ppm), u druge dve istraživačke godine mogu se sagledati znatno više koncentracije, a najviša koncentracija 2013.-e godine (18,3150 ppm). Koncentracije nikla su varirale u rasponu od 54,7875 do 72,2700 ppm. Sadržaj olova u sedimentu je bio najviši krajem 2011. godine (18,0105 ppm), a najniži u jesen 2013. godine (8,4080 ppm), dok je cinka bilo najviše u proleće 2013. godine (99,3650 ppm). Minimalna koncentracija bora utvrđena je krajem 2013.-e godine (4,0555 ppm), a maksimalna u jesen 2012.-e godine (7,0453 ppm).

U prvoj istraživačkoj godini (2011)

Statistički značajne razlike utvrđene su za sadržaj arsena, na nivou značajnosti 0,01, između sadržaja u proleće i u ostalim godišnjim dobima, kao i između sadržaja u leto u odnosu na sadržaj u jesen i zimu. Na istom nivou značajnosti postoje razlike i za sadržaj gvožđa između sadržaja utvrđenog na proleće u odnosu na sadržaj u letnjem i jesenjem periodu.

Na nivou značajnosti 0,05 postoje statistički značajne razlike kod sadržaja gvožđa između sadržaja određenog u zimskom periodu u odnosu na ostala godišnja doba, kao i za sadržaj nikla utvrđenih u letnjem i jesenjem periodu u odnosu na sadržaj u zimskom periodu, kao i za sadržaj cinka između zimskog i ostalih godišnjih doba.

Statistički značajne razlike na oba nivo značajnosti nisu utvrđene kod sadržaja bora, kadmijuma, kobalta, hroma, bakra, mangana, molibdena i olova.

Tabela 26. Sadržaj elemenata u tragovima u sedimentu kanala, 2011. godine (ppm)

	1	2	3	4
As	42,3495 ± 2,2140A	44,6020 ±1,6575B	29,8585 ±2,3030C	31,7185 ±1,5083C
B	4,4410 ±0,2588a	4,7260 ±1,0762a	5,0545 ±0,2553a	4,8115 ±0,0940a
Cd	0,2955 ±0,0361a	0,2327 ±0,0103a	0,2635 ±0,0686a	0,3245 ±0,0007a
Co	13,3450 ±0,7990a	13,6925 ±2,1885a	14,3855 ±0,8492a	12,0660 ±0,1117a
Cr	46,5960 ±0,9885a	50,0650 ±2,2769a	51,2230 ±2,0294a	43,5750 ±3,1254a
Cu	17,7600 ±0,9829a	18,1850 ±1,3718a	18,8650 ±0,1697a	17,0550 ±0,0990a
Fe	24143,4390 ±2,0421aA	24234,2195 ±50,4358aB	24304,8465 ±11,3059aB	24227,0125 ±12,0696bAB
Mn	651,5050 ±53,8250a	622,1975 ±32,1698a	618,0350 ±31,8905a	630,4950 ±7,0074a
Mo	1,6440a ±0,2630	1,7150a ±0,3818	1,5100a ±0,0735	1,9295a ±0,0785
Ni	58,6098 ±0,7280ab	60,6485 ±3,5306a	63,3195 ±0,7502a	54,7875 ±0,9369b
Pb	15,7400 ±0,2475a	13,9470 ±3,2626a	12,7040 ±0,6364a	18,0105 ±0,1633a
Zn	60,2796 ±0,1054a	60,5239 ±1,5063a	62,1438 ±0,6278a	57,4251 ±1,0184b

*vrednosti nivoa faktora označenih istim malim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,05

** vrednosti nivoa faktora označenih istim velikim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,01

1-proleće, 2-leto, 3 –jesen, 4 –zima

U drugoj istraživačkoj godini (2012)

Statistički značajne razlike na nivou značajnosti 0,01 postoje kod sadržaja arsena u proleće u odnosu na ostale periode u godini, kao i između jesenjeg i zimskog sadržaja. Na istom nivou značajnosti postoje razlike u zimskom godišnjem dobu u odnosu na ostala godišnja doba i kod sadržaja hroma i molibdena, kao i za sadržaj bakra između zimskog perioda u odnosu na period leta i jeseni. Kod utvrđenog sadržaja gvožđa postoje statistički značajne razlike na nivou značajnosti 0,01 između svih godišnjih doba, izuzev leta i jeseni.

Sadržaj mangana je viši u drugom delu godine (jesen i zima) gde se i zapažaju statistički značajne razlike na nivou značajnosti 0,01.

Statistički značajne razlike na nivou značajnosti 0,05 postoje kod sadržaja kobalta između vrednosti utvrđene u zimskom dobu u odnosu na letnji i jesenji period, kao i između prolećnog perioda u odnosu na jesenji za sadržaj bakra. Statistički se značajno razlikuju vrednosti sadržaja olova u zimskom periodu i u ostalim godišnjim periodima, na nivou značajnosti 0,05.

Statistički značajne razlike na oba nivo značajnosti nisu utvrđene kod sadržaja bora, kadmijuma, nikla i cinka.

U poslednjoj istraživačkoj godini (2013) sadržaj arsena je bio viši u drugom delu godine (jesen i zima) između dva dela godine se i zapažaju statistički značajne razlike na nivou značajnosti 0,01. Na istom nivou značajnosti postoje statistički značajne razlike u pogledu sadržaja kadmijuma, kobalta i molibdena u zimskom periodu u odnosu na ostale periode u toku godine. Kod utvrđenog sadržaja gvožđa, i u poslednjoj istraživačkoj godini, postoje statistički značajne razlike na nivou značajnosti 0,01 između svih godišnjih doba, izuzev leta i jeseni.

Statistički značajne razlike na nivou značajnosti 0,05 postoje u pogledu sadržaja bora između zimskog godišnjeg doba i leta i jeseni, kao i između proleća i leta. Na istom nivou značajnosti u pogledu sadržaja hroma postoje značajne razlike između jesenjeg perioda i proleća i zime, kao i između letnjeg i zimskog godišnjeg doba.

Tabela 27. Sadržaj elemenata u tragovima u sedimentu kanala, 2012. godine (ppm)

	1	2	3	4
As	76,7750 ±2,2274A	126,9808 ±1,7950BC	130,8000 ±0,9192B	121,6500 ±1,6971C
B	6,6637 ±0,2994a	6,7729 ±1,1550a	7,0453 ±0,1133a	5,7188 ±0,3773a
Cd	0,4710 ±0,1287a	0,3801 ±0,0637a	0,3451 ±0,0134a	0,5340 ±0,0156a
Co	11,4625 ±0,6753ab	11,1465 ±0,6753a	10,3440 ±0,3090a	12,7080 ±0,3536b
Cr	71,2925 ±0,9793A	70,1695 ±2,3822A	68,7014 ±0,6326A	62,3825 ±0,2581B
Cu	31,4845 ±0,1478aAB	29,6100 ±1,9445abA	28,5683 ±0,1269bA	35,8015 ±0,4568abB
Fe	34321,7600 ±89,4349A	32781,0560 ±106,8707B	33001,9865 ±23,3359B	31866,9865 ±168,0489C
Mn	658,5274 ±5,5969A	654,0550 ±7,6368A	724,3315 ±16,1821B	730,4940 ±1,4057B
Mo	13,0232 ±0,1581A	13,9895 ±0,6300A	14,0569 ±0,0833A	16,3685 ±0,5735B
Ni	70,7020 ±0,6392a	66,8190 ±4,4816a	63,2745 ±0,4165a	65,5550 ±0,4228a
Pb	9,2855 ±0,1831a	8,6550 ±0,4384a	8,7555 ±0,2934a	10,3760 ±0,3140b
Zn	99,0008 ±0,2111a	93,1150 ±9,0015a	86,4250 ±0,6293a	92,8150 ±0,4738a

*vrednosti nivoa faktora označenih istim malim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti $P < 0,05$

** vrednosti nivoa faktora označenih istim velikim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti $P < 0,01$

1-proleće, 2-letno, 3 –jesen, 4 –zima

Na oba nivo značajnosti, statistički značajne razlike postoje u pogledu sadržaja mangana, na nivou 0,05 između sadržaja u zimskog godišnjem dobu u poređenju sa letom i jeseni, kao i između proleća i leta, na nivou 0,01 između proleća i jeseni. Takođe, u pogledu sadržaja olova postoje značajne razlike na oba nivoa značajnosti, na nivou 0,05 između sadržaja u prolećnom periodu u odnosu na ostale periode u toku godine, na nivou 0,01 utvrđene su statistički značajne razlike između sadržaja u zimskom godišnjem dobu u odnosu na leto i jesen.

Statistički značajne razlike na oba nivo značajnosti nisu utvrđene kod sadržaja bakra, nikla i cinka.

Tabela 28. Sadržaj elemenata u tragovima u sedimentu kanala, 2013. godine (ppm)

	1	2	3	4
As	78,1675 ±0,2581abA	99,0345 ±3,4585abA	115,5895 ±4,3848aB	126,9700 ±1,8102bB
B	4,4821 ±0,0997a	5,4907 ±0,4748b	4,7892 ±0,1075ab	4,0555 ±0,1369ac
Cd	0,3855 ±0,0078A	0,3683 ±0,0470A	0,3605 ±0,0092A	0,5650 ±0,0339B
Co	11,7135 ±0,3203A	11,4910 ±0,9277A	10,5645 ±0,1237A	14,3854 ±0,0841A
Cr	70,6030 ±0,0778abd	66,1116 ±5,4470ab	61,0213 ±0,7575bc	75,6740 ±0,3041ad
Cu	31,4325 ±0,0742a	29,6155 ±1,9523a	28,8065 ±0,4915a	32,2250 ±0,3705a
Fe	34320,9650 ±91,1956A	33675,4600 ±99,4334B	32805,8850 ±82,0173B	38427,2200 ±44,2083C
Mn	640,3150 ±30,8794aA	714,5850 ±21,1496bAB	740,5350 ±11,2359abB	651,6850 ±1,7041acAB
Mo	13,2915 ±0,2213A	14,2155 ±0,3104A	15,0555 ±1,3301A	18,3150 ±0,2333B
Ni	70,0700 ±0,2546a	67,6150 ±5,6074a	64,2200 ±0,3677a	72,2700 ±0,4384a
Pb	9,5365 ±0,1718aAB	8,6495 ±0,4306bA	8,4080 ±0,1966bA	10,3150 ±0,2334bB
Zn	99,3650 ±0,3041a	92,6185 ±8,2993a	87,3550 ±1,7041a	92,8250 ±0,4879a

*vrednosti nivoa faktora označenih istim malim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,05
** vrednosti nivoa faktora označenih istim velikim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,01

1-proleće, 2-leto, 3 –jesen, 4 –zima

Analizom rezultata godišnjeg prosečnog sadržaja elemenata u tragovima (tabela 29) u sedimentu kanala nađene su statistički značajne razlike na nivou značajnosti 0,01 za sadržaj arsena, kadmijuma, hroma, bakra, gvožđa, mangana, molibdena, nikla, olova i cinka između prve i druge, i prve i treće posmatrane godine; za sadržaj bora između prve i druge, i druge i treće godine.

Na nivou značajnosti od 0,05 značajne razlike postoje za sadržaj kobalta između prve i druge istraživačke godine.

Sadržaj elemenata uglavnom je najniži u prvoj posmatranoj godini, izuzev vrednosti za kobalt, bakar i olovo.

Tabela 29. Godišnji prosečni sadržaj elemenata u tragovima u sedimentu kanala (ppm)

	2011	2012	2013
As	37,1323±7,0274A	114,0514±23,3049B	104,9404±19,7675B
B	4,7583±0,4905A	6,5502±0,7148B	4,7044±0,5925A
Cd	0,2791±0,0472A	0,4325±0,0967B	0,4198±0,0929B
Co	13,3723±1,3002a	11,4153±0,9752b	12,0386±1,5656ab
Cr	47,8648±3,6314A	68,1365±3,8199B	68,3525±6,1553B
Cu	17,9663±0,9520A	31,3661±3,0525B	30,5199±1,6555B
Fe	24252,3794±81,7187A	32992,8825±941,6090B	345574,3825±2487,3597B
Mn	630,5581±30,0693A	691,8520±38,7815B	686,7800±47,2633B
Mo	1,6996±0,2423A	14,3595±1,3553B	15,2194±2,0921B
Ni	59,3413±3,6263A	66,5876±3,3572B	68,5438±3,8430B
Pb	15,1004±2,4796A	9,2680±0,7693B	9,2273±0,8346B
Zn	60,0931±1,9566A	92,8389±5,8561B	93,0409±5,5705B
*vrednosti nivoa faktora označenih istim malim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,05			
** vrednosti nivoa faktora označenih istim velikim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,01			

Vrednosti elemenata u tragovima u sedimentu ispitivanog kanala nalaze se ispod MDK utvrđenih nacionalnom Uredbom (Sl. glasnik, br. 50/2012). Izuzev vrednosti za arsen, koje su znatno više i od remedijacione vrednosti i po tom parametru možemo smatrati sediment izuzetno zagađenim, sa neophodnim oprezom u čuvanju radi sprečavanja rasprostiranja u životnu okolinu. Sadržaj nikla takođe je iznad limita, ali ne i viši od remedijacione vrednosti.

Ispitivanja sedimenata kontinentalnog pojasa ostrva Hajnan, u Kini ukazala su na povišene koncentracije kadmijuma, olova i arsena sa osnovanom pretpostavkom da su povišene koncentracije rezultat antropogenih aktivnosti od kojih je najčešća u tom području sagorevanje uglja (Xu et al., 2015). Takođe, ispitivanje kvaliteta površinskih voda i sedimenta u Turskoj ukazala su na više koncentracije olova i kadmijuma u sedimentu u odnosu na njihovu „background“ (prirodnu) vrednost, autori su zaključili da su povišene koncentracije rezultat aktivnosti obližnje termoelektrane (Demirak et al., 2006).

Povišene koncentracije metala, takođe usled antropogenih aktivnosti, utvđene su u sedimentu reke Sava (Milačić et al., 2017; Vidmar et al., 2017), najviša vrednost

koncentracije Cr iznosila je 320 ppm, a Ni 250 ppm na mestima koja su više izložena industrijskim aktivnostima.

Tabela 30 . Vrednost particionog koeficijenta (log Kd) mikroelemenata

	2011	2012	2013
As	3,55±0,35	3,85±0,13	3,72±0,12
B	0,65±0,24	0,78±0,29	0,45±0,05
Cd	3,13±0,21	3,30±0,23	3,32±0,33
Co	4,76±0,28	4,83±0,28	5,08±0,05
Cr	4,09±0,07	4,28±0,09	4,33±0,07
Cu	4,02±0,13	4,30±0,38	4,11±0,21
Fe	5,78±0,30	5,31±0,51	6,16±0,18
Mn	3,56±0,31	3,76±0,52	4,97±0,22
Mo	1,26±0,43	2,28±0,67	1,91±0,05
Ni	4,99±0,45	4,85±0,16	4,79±0,45
Pb	3,90±0,33	3,65±0,25	3,46±0,34
Zn	4,26±0,08	4,08±0,22	4,69±0,76

Vrednosti log Kd ispitivanog kanala poredane su na sledeći način Co~Ni>Zn>Cu>Pb>Cd, sa najvišim vrednostima za kobalt (4,76 – 5,08) i najnižim vrednostima za kadmijum (3,13- 3,32). Ovakav redosled po visini ispitivanog parametra nije u skladu sa pojedinim istraživanjima, gde je redosled Pb>Cd>Co>Zn>Cu~Ni (Baeyens et al., 1998; Nguyen et al., 2005). Međutim, ta istraživanja pokazala su generalno više vrednosti ispitivanog parametra (4,3 – 6,0). Posmatrajući sveukupne vrednosti log Kd može se uočiti najniža vrednost posmatranog parametra za sadržaj bora (0,45- 0,78), na osnovu čega se sagledava da se bor više nalazi u rastvorenoj frakciji.

Vrednost particionog koeficijenta zavisi od hidrodinamičkih uslova sredine koji mogu delovati na depoziciju i ponovno rastvaranje jedinjenja koje grade metali, zatim od varijacija u veličini čestica sedimenta i fizičko hemijskih osobina kako vode tako i sedimenta (Amigo et al., 2012).

4.3. Analiza biljnog materijala (ogled u prirodnim uslovima)

4.3.1. Sadržaj elemenata

Sadržaj elemenata u biljci predstavljen je u tabelama 31, 32, 33, 34, za svaki deo biljke posebno.

Koren

Statistički značajne razlike na nivou značajnosti 0,01 utvrđene su za sadržaj arsena i hroma između kontrole i tretmana. Na istom nivou značajnosti postoje statistički značajne razlike između kontrole i tretmana za sadržaj bakra i gvožđa. Vrednosti sadržaja mangana, nikla i kobalta statistički se značajno razlikuju, na istom nivou značajnosti, između kontrole i tretmana u obe godine, kao i vrednosti između tretmana i između kontrola u obe istraživačke godine.

Na nivou značajnosti 0,05 utvrđene su statistički značajne razlike između kontrole i tretmana za sadržaj kadmijuma, sadržaj olova značajno se razlikuje u drugoj godini između kontrole i tretmana, kao i između tretmana obe posmatrane godine.

Kod sadržaja bora postoje statistički značajne razlike između kontrole i tretmana u prvoj godini na nivou značajnosti 0,01, dok u drugoj godini te razlike postoje na nivou značajnosti 0,05.

Statistički značajne razlike na oba nivo značajnosti nisu utvrđene kod sadržaja molibdena, sumpora i cinka.

Tabela 31. Sadržaj elemenata u korenu kvinoje (ppm)

	2012		2013	
	Kontrola	Tretman	Kontrola	Tretman
As	1,2467 ±0,1350ACD	3,8000 ±0,3775BCD	1,3267 ±0,5033ABC	3,9433 ±0,5607ABD
B	1,3567 ±0,3876A	3,4833 ±1,0683B	1,4667 ±0,1060a	2,8200 ±0,4875b
Cd	0,1267 ±0,0404acd	0,22677 ±0,0569bcd	0,1167 ±0,0513abc	0,2100 ±0,0361abd
Co	0,9833 ±0,1474A	1,9533 ±0,2001B	2,1767 ±0,3044B	3,1267 ±0,5218A
Cr	5,9467 ±0,6252aA	21,8300 ±2,766abB	8,7567 ±0,3496bA	20,7767 ±0,3320abB
Cu	1,7800 ±0,4194AC	5,2167 ±0,3066BC	1,7367 ±0,3126C	6,1733 ±0,2875A
Fe	2453,9800 ±80,2214AC	2937,6567 ±55,9919BC	2507,3100 ±44,6707C	4749,4667 ±94,8819A
Mn	43,0900 ±6,7494A	120,3400 ±17,0349B	86,8333 ±6,9940B	195,5133 ±8,6097A
Mo	0,7517 ±0,2437a	0,4617 ±0,1925a	0,5217 ±0,1589a	0,7967 ±0,0757a
Ni	4,8900 ±0,3119A	10,2733 ±1,6093B	13,5333 ±0,8093B	21,0433 ±2,1243A
Pb	1,1233 ±0,2669ab	1,9333 ±0,8705a	1,3800 ±0,0985a	3,1100 ±0,8361b
S	529,8333 ±29,3527a	550,5000 ±11,8357a	584,0000 ±75,1798a	565,7500 ±41,1432a
Zn	20,7817 ±5,9406a	35,4067 ±13,3037a	18,3817 ±4,4186a	33,5767 ±4,4324a

*vrednosti nivoa faktora označenih istim malim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,05
** vrednosti nivoa faktora označenih istim velikim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,01

Stablo

Statistički značajne razlike na nivou značajnosti 0,01 utvrđene su za sadržaj bora i gvožđa između kontrole i tretmana u obe posmatrane godine, kao i za sadržaj mangana između kontrole i tretmana u drugoj godini

Vrednosti sadržaja kobalta statistički se značajno razlikuju, na istom nivou značajnosti, između kontrole i tretmana u obe godine, kao i vrednosti između tretmana i između kontrola u obe istraživačke godine.

Na nivou značajnosti 0,05 utvrđene su statistički značajne razlike između kontrole i tretmana u prvoj istraživačkoj godini za sadržaj arsena, kao i za sadržaj hroma između kontrole i tretmana u drugoj posmatranoj godini. Na istom nivou značajnosti postoje statistički značajne razlike za sadržaj sumpora između kontrole i tretmana u prvoj godini, kao i između tretmana obe istraživačke godine.

Vrednosti za sadržaj nikla statistički se značajno razlikuju na nivou značajnosti 0,01 između kontrole i tretmana u obe godine, dok se na nivou značajnosti 0,05 razlikuju kontrole i tretmani između dve posmatrane godine. Kod vrednosti za sadržaj olova utvrđene su značajne razlike na nivou značajnosti 0,01 između kontrole i tretmana druge godine, dok je na nivou značajnosti 0,05 značajna razlika između tretmana dve istraživačke godine

Statistički značajne razlike na oba nivoa značajnosti nisu utvrđene kod sadržaja kadmijuma, bakra, molibdena i cinka.

Tabela 32. Sadržaj elemenata u stablu kvinoje (ppm)

	2012		2013	
	Kontrola	Tretman	Kontrola	Tretman
As	0,4217 ±0,2399A	0,0850 ±0,0912B	0,0583 ±0,0548AB	0,2067 ±0,0551AB
B	6,6333 ±0,4884ACD	12,5420 ±0,9931BCD	6,5567 ±0,4688ABC	13,5267 ±1,2618ABD
Cd	0,1000 ±0,0218a	0,0817 ±0,0189a	0,1217 ±0,0362a	0,1333 ±0,0603a
Co	0,1583 ±0,0340A	0,2500 ±0,0200B	0,0633 ±0,0202B	0,2933 ±0,0153A
Cr	1,5933 ±0,3072ab	2,5367 ±0,1305ab	2,0450 ±0,8107a	3,7550 ±1,1440b
Cu	0,5250 ±0,2129a	0,6367 ±0,1168a	0,3133 ±0,1150a	0,6100 ±0,1300a
Fe	77,1333 ±10,6738abACD	33,9900 ±5,8552aBCD	75,3633 ±8,8650abABC	52,4000 ±4,2819bABD
Mn	16,6967 ±4,4726AB	19,6983 ±7,1530AB	9,2383 ±0,3705A	25,9733 ±3,4123B
Mo	0,3850 ±0,2013a	0,3350 ±0,0624a	0,1700 ±0,0265a	0,3233 ±0,0611a
Ni	1,0417 ±0,3901abdA	2,3800 ±0,5336abcB	0,2067 ±0,1239cbdA	3,2433 ±0,3885acdB
Pb	0,2900 ±0,1604abAB	0,2733 ±0,0861aAB	0,1600 ±0,0218abA	0,5367 ±0,0586bB
S	861,0000 ±100,5037ac	1300,6667 ±290,9821b	975,8333 ±21,5774abc	979,9933 ±17,5307ac
Zn	16,3450 ±2,5073a	14,4383 ±3,5427a	16,5217 ±4,6694a	17,6300 ±0,8249a

*vrednosti nivoa faktora označenih istim malim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,05
** vrednosti nivoa faktora označenih istim velikim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,01

List

Statistički značajne razlike na nivou značajnosti 0,01 utvrđene su za sadržaj arsena, bora, kadmijuma, hroma, molibdena, nikla i olova između kontrole i tretmana u obe istraživačke godine. Na istom nivou značajnosti postoje značajne razlike u sadržaju nikla između tretmana obe godine

Na nivou značajnosti 0,05 utvrđene su statistički značajne razlike za sadržaj arsena, bora i hroma između tretmana obe posmatrane godine, na istom nivou značajnosti postoje razlike i u pogledu sadržaja kobalta između kontrole i tretmana u druge godine.

Vrednosti sadržaja gvožđa statistički se značajno razlikuju, na istom nivou značajnosti, između kontrole i tretmana u obe godine, kao i vrednosti između tretmana i između kontrola u obe istraživačke godine.

Statistički se značajno razlikuju na nivou značajnosti 0,01 vrednosti za sadržaj sumpora između kontrole i tretmana u prvoj godini, kao i između kontrola dve posmatrane godine.

Vrednosti za sadržaj bakra statistički se značajno razlikuju na nivou značajnosti 0,01 između kontrole i tretmana u prvoj godini, kao i između tretmana dve posmatrane godine, na nivou značajnosti 0,05 postoje značajne razlike između kontrole i tretmana druge ispitivane godine.

Statistički značajne razlike na oba nivo značajnosti nisu utvrđene kod sadržaja mangana i cinka.

Tabela 33. Sadržaj elemenata u listu kvinoje (ppm)

	2012		2013	
	Kontrola	Tretman	Kontrola	Tretman
As	0,0300 ±0,0180abACD	0,2567 ±0,0611aBCD	0,0367 ±0,0058abABC	0,1700 ±0,0100bABD
B	46,7026 ±3,0436abACD	57,8333 ±2,1227aBCD	49,1300 ±1,4390abABC	63,4000 ±3,5521bABD
Cd	0,1500 ±0,0100ACD	0,2600 ±0,0200BCD	0,1233 ±0,0351ABC	0,3167 ±0,0473ABD
Co	0,1217 ±0,0782ab	0,1483 ±0,0355ab	0,0750 ±0,0050a	0,2233 ±0,0306b
Cr	1,4100 ±0,1937abACD	2,4083 ±0,2139aBCD	1,3067 ±0,0569abABC	2,8500 ±0,2352bABD
Cu	0,1767 ±0,0379abAC	0,4800 ±0,0755abB	0,1433 ±0,0306aABC	0,2600 ±0,0361bAC
Fe	76,2167 ±10,1477A	166,7000 ±13,6791B	127,6733 ±9,2580B	92,5433 ±8,7413A
Mn	98,0000 ±17,7960a	96,7500 ±17,4595a	104,4833 ±6,4549a	110,9900 ±10,6386a
Mo	0,4750 ±0,0954ACD	0,7950 ±0,1739BCD	0,5267 ±0,0491ABC	0,8200 ±0,1825ABD
Ni	0,0633 ±0,0586AC	1,2767 ±0,1650BC	0,0233 ±0,0153C	2,1833 ±0,5532A
Pb	0,0677 ±0,0306ACD	0,2467 ±0,0208BCD	0,0367 ±0,0252ABC	0,2600 ±0,0200ABD
S	2280,3333 ±145,4599A	3132,8333 ±1452,6371B	2900,3333 ±132,4239B	3185,6667 ±368,2500AB
Zn	23,9850 ±7,2555a	28,5783 ±1,9367a	20,4450 ±7,4432a	29,1133 ±1,4789a

*vrednosti nivoa faktora označenih istim malim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P <0,05
** vrednosti nivoa faktora označenih istim velikim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P <0,01

Seme

Statistički značajne razlike na nivou značajnosti 0,01 utvrđene su za sadržaj arsena i kadmijuma između kontrole i tretmana u obe istraživačke godine, kao i za sadržaj bora između kontrole i tretmana prve godine.

Sadržaj hroma statistički se značajno razlikuje na nivou značajnosti 0,01 između kontrole i tretmana druge godine kao i između tretmana obe istraživačke godine. Na istom nivou značajnosti utvrđene su i za sadržaj nikla između kontrole i tretmana, kao i između tretmana obe ispitivane godine.

Na nivou značajnosti 0,05 utvrđene su statistički značajne razlike za sadržaj bora i mangana između kontrole i tretmana druge posmatrane godine. Statistički značajne razlike na istom nivou značajnosti utvrđene su i za sadržaj gvožđa između kontrole i tretmana, kao i između tretmana obe ispitivane godine. Sadržaj olova statistički se razlikuje na nivou značajnosti 0,05 između kontrole i tretmana druge godine, kao i između tretmana obe istraživačke godine.

Statistički značajne razlike na oba nivo značajnosti nisu utvrđene kod sadržaja kobalta, bakra, molibdena i cinka.

Tabela 34. Sadržaj elemenata u semenu kvinoje (ppm)

	2012		2013	
	Kontrola	Tretman	Kontrola	Tretman
As	0,0133 ±0,0058ACD	0,0967 ±0,0153BCD	0,0167 ±0,0057ABC	0,1200 ±0,0200ABD
B	7,7950 ±0,6916abA	14,5158 ±1,0298abB	9,2917 ±0,6575aAB	12,5983 ±2,4066bAB
Cd	0,0567 ±0,0058ACD	0,1217 ±0,0126BCD	0,0467 ±0,0115ABC	0,1283 ±0,0284ABD
Co	0,0900 ±0,0608a	0,1500 ±0,0260a	0,0800 ±0,0529a	0,1217 ±0,0333a
Cr	1,2450 ±0,1050AB	1,5450 ±0,2102A	1,3950 ±0,2017A	2,9750 ±0,1522B
Cu	2,2050 ±1,4186a	2,5333 ±0,9424a	2,5200 ±0,8925a	3,1200 ±0,1778a
Fe	82,3000 ±11,1771ac	56,8783 ±20,3153bc	59,7500 ±1,0500c	91,5167 ±6,4546a
Mn	36,5583 ±0,9894a	39,9283 ±2,2562ab	29,9500 ±3,1381b	36,4933 ±3,7304a
Mo	0,2650 ±0,0950a	0,2267 ±0,0225a	0,2050 ±0,0918a	0,3333 ±0,0451a
Ni	0,2433 ±0,0473AC	1,0500 ±0,0889BC	0,3400 ±0,0361C	0,7433 ±0,1850A
Pb	0,1500 ±0,0265ab	0,2517 ±0,2108a	0,1200 ±0,0361a	0,4933 ±0,0850b
S	1889,3333 ±48,0009a	1935,3333 ±57,4812ab	1707,6667 ±117,1114b	1807,6667 ±45,1673ab
Zn	31,3817 ±0,8101a	33,7000 ±2,6651a	31,5800 ±8,1810a	35,4537 ±2,7559a

*vrednosti nivoa faktora označenih istim malim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,05
** vrednosti nivoa faktora označenih istim velikim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,01

Posmatrajući tabele 31, 32, 33 i 34 možemo uvideti da kvinoja većinski potencijalno toksične elemente akumulira u korenu, izuzev bora.

Rezultati ispitivanja sadržaja potencijalno toksičnih elemenata u zemljištu i njihove distribucije u kukuruzu, pšenici i soji vršena u oblasti centralne Argentine ukazuju da koncentracija ispitivanih elemenata u zemljištu nije imala uticaj na usvajanje tih elemenata od strane biljke (Lavado, 2006). Najviše koncentracije Cu, Cr i Ni utvrđene su u zrnu soje, u njenom nadzemnom delu utvrđene su visoke koncentracije Cr, Cu i Zn.

Istraživanja sadržaja olova u 30 sorti kineskog kupusa (*Brassica pekinensis* L.) gajenih u kontrolisanim uslovima pokazala su da količina olova u zemljištu značajno utiče na koncentraciju olova u ispitivanim kulturama, međutim, postoje i značajne razlike u pogledu sadržaja olova između ispitivanih sorti (Liu et al., 2010).

Rezultati ispitivanja o primeni dve sorte sočivice (*Lemna minor* i *Lemna gibba*) za prečišćavanje voda kontaminiranim potencijalno toksičnim elementima (As, Cu, Pb i Zn) ukazuju da je *Lemna gibba* akumulirala znatno veće količine ovih elemenata u odnosu na drugu ispitivanu sortu (Sasmaz et al., 2015).

Prilikom korišćenja otpadnih voda za navodnjavanje utvrđene su značajne razlike u akumulaciji ispitivanih metala kod povrtarskih kultura (Khan et al., 2013). Drugačiji fiziološki odgovor biljke zapažen je za različite metala, takođe, nije uočena korelacija između sposobnosti usvajanja metala kod različitih biljaka (Karatas et al., 2006).

Više autora zaključilo je da bioakumulacija zavisi od biljne vrste, fizičko-hemijskih svojstava zemljišta, kao i od koncentracije ispitivanog elementa u zemljištu (Alonso et al., 2003; Hussain et al., 2013.; Ondo et al., 2013; Preeti i Tripathi, 2011; Bonnano et al., 2017).

Linearna korelacija

Rezultati linearne korelacije ukazuju na statistički značajnu pozitivnu korelaciju za ukupni sadržaj u zemljištu i u korenu samo za bor (tabela 35).

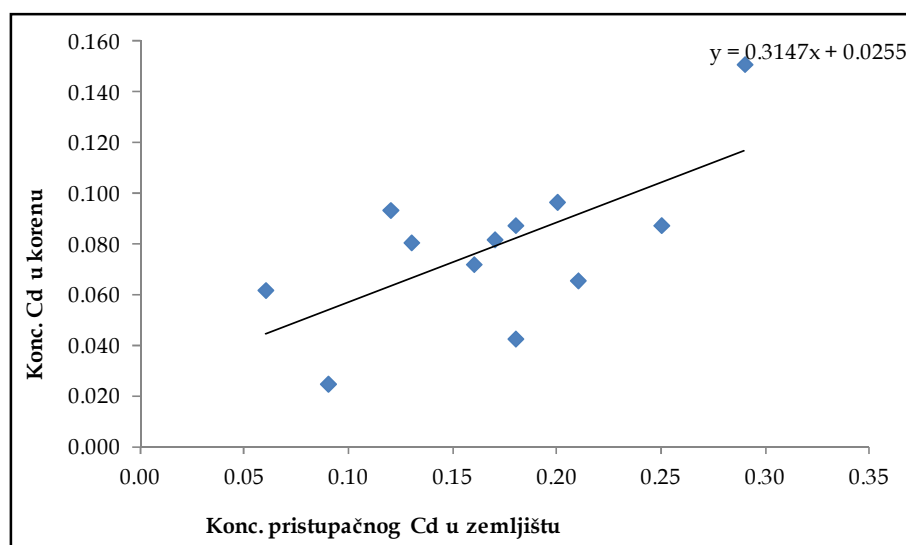
Tabela 35. Vrednosti koeficijenta linearne korelacije (r) sadržaja elemenata u tragovima u zemljištu i u korenu kvinoje

	As	B	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
ukupni	0,18	0,60*	0,20	-	-0,02	-0,17	-0,51	0,01	-0,14	-0,57	0,15
DTPA	0,31	-0,47	0,66*	-0,09	0,60*	0,73**	0,46	-0,55	0,75**	-0,06	0,08

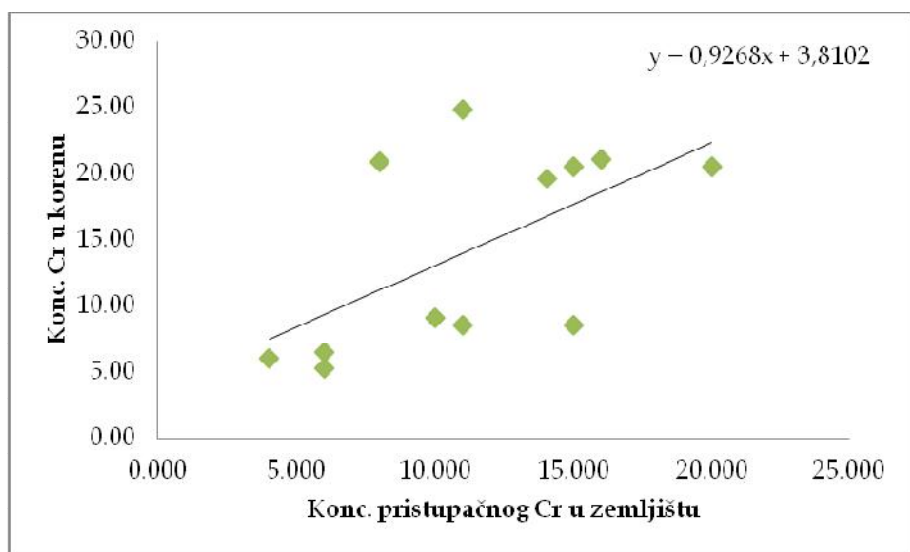
*statistički značajna korelacija na nivou značajnosti $p < 0,05$
 ** statistički značajna korelacija na nivou značajnosti $p < 0,01$

Statistički značajna linearna korelacija, između ukupnog sadržaja u zemljištu i korenu, na nivou značajnosti 0,05 utvrđena je za hrom i mangan.

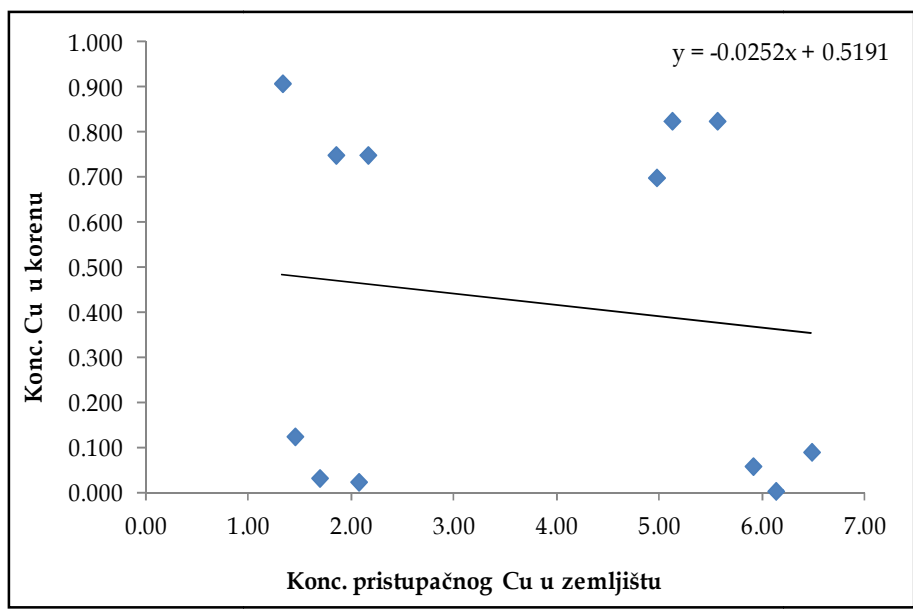
Linearna korelacija pristupačnog sadržaja elemenata u tragovima i u korenu statistički je značajna na nivou značajnosti 0,01 za hrom, a na nivou značajnosti 0,05 za nikel.



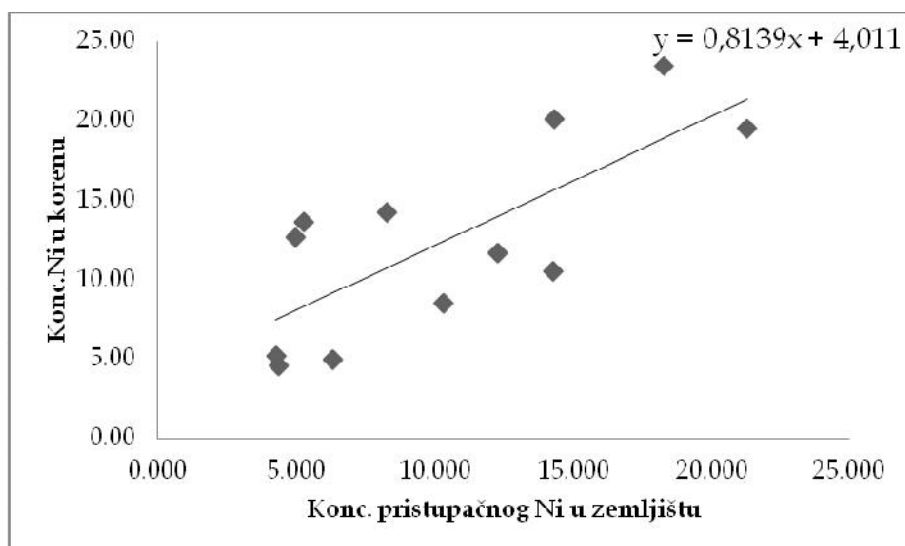
Slika 24. Odnos između pristupačne konc. Cd u zemljištu i korenu kvinoje



Slika 25. Odnos između pristupačne konc. Cr u zemljištu i korenu kvinoje



Slika 26. Odnos između pristupačne konc. Cu u zemljištu i korenu kvinoje



Slika 27. Odnos između pristupačne konc. Ni u zemljištu i korenu kvinoje

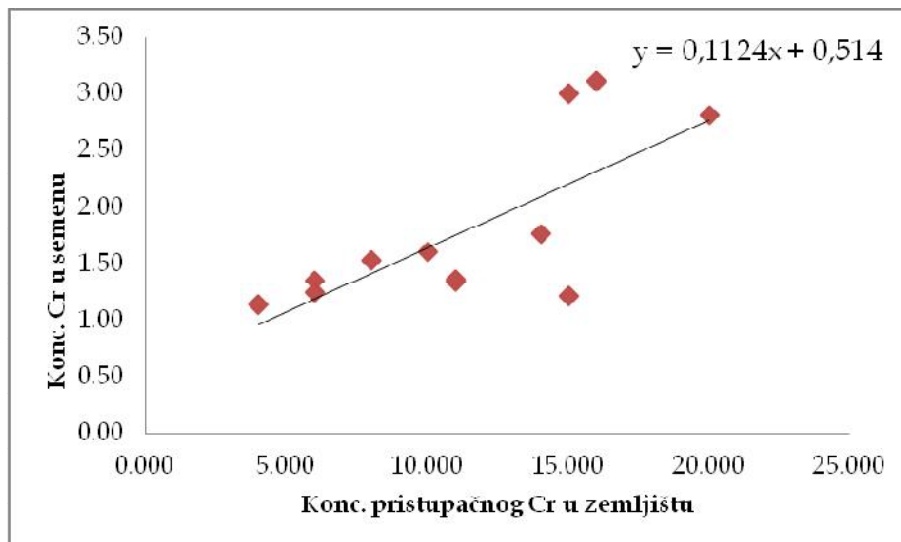
Tabela 36. Vrednosti koeficijenta linearne korelacije (r) sadržaja elemenata u tragovima u zemljištu i u semenu kvinoje

	As	B	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
ukupni	0,29	0,60*	-0,04	0,13	-0,62*	-0,20	-0,18	0,71*	0,43	-0,28	0,27
DTPA	0,38	-0,40	0,36	0,14	0,73**	0,23	0,31	0,54	0,60*	0,42	0,20

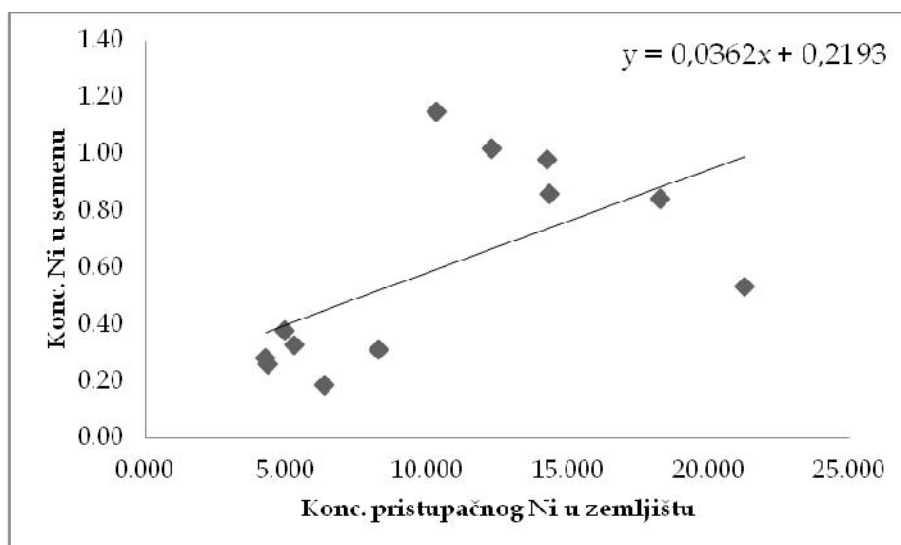
*statistički značajna korelacija na nivou značajnosti $p < 0,05$
 ** statistički značajna korelacija na nivou značajnosti $p < 0,01$

Pozitivna linearna korelacija ukupnog sadržaja elemenata u tragovima u zemljištu i u semenu kvinoje statistički je značajna na nivou značajnosti 0,05 za bor i mangan, dok je negativna linearna korelacija statistički značajna, na istom nivou značajnosti za hrom (tabela 36).

Pozitivna linearna korelacija pristupačnog sadržaja elemenata u tragovima u zemljištu i u semenu kvinoje statistički je značajna na nivou značajnosti 0,01 za hrom, dok je na nivou značajnosti 0,05 za nikel.



Slika 28. Odnos između pristupačne konc. Cr u zemljištu i semenu kvinoje



Slika 29. Odnos između pristupačne konc. Ni u zemljištu i semenu kvinoje

Prikazani rezultati linearne korelacije pokazuju da je sadržaj pojedinih elemenata korenu i semenu u zavisnosti sa sadržajem tih elemenata u zemljištu. Ovi rezultati su u skladu sa nekoliko istraživanja prema kojima se koncentracija elemenata u tragovima

kod pojedinih biljaka povećava sa povećanjem tih elemenata u životnoj sredini (Bonanno, 2011; 2013; Eid et al., 2012; Galal i Shehata, 2015).

Prema našim istraživanjima najviša korelacija, statistički značajna na nivou 0,01, zapažena je između pristupačne koncentracije nikla u zemljištu i korenu kvinoje ($r=0,75$)(slika 29). Biljke čiji je sadržaj metala u jakoj korelaciji sa sadržajem u zemljištu smatraju se potencijalnim indikatorom dostupnosti tih metala (Alyemenia i Almohisen, 2014).

4.3.2. Bioakumulacija metala

Bioakumulacija određenih ispitivanih elemenata u tragovima (As, B, Cd, Co, Cr, Ni, Pb i Zn), odnosno njena efikasnost, predstavljena je kroz odnos koncentracije određenog elementa u korenu biljke i u zemljištu (ukupni i pristupačni sadržaj elementa), koji se naziva bioakumulacioni faktor (BAF).

Transfer potencijalno toksičnih elemenata iz zagađenih zemljita u gajene kulture biljaka smatra se jednim od osnovnih pokazatelja izloženosti ljudi kontaminiranim zemljištima (Adamo et al., 2014; Liu et al., 2013).

Bioakumulacioni faktor je indikator potencijalne implementacije toksičnih elemenata u lanac ishrane, jer predstavlja izuzetan pokazatelj kapaciteta bioakumulacije metala od strane biljaka (Liu et al., 2009; Odjegba i Fasidi, 2004; Zayed i sar, 1998). Pojedini autori smatraju da je vrednost faktora u direktnoj zavisnosti od koncentracije posmatranog elementa u zemljištu (Bi et al., 2010; Wang et al., 2006), drugi smatraju da postoji više različitih uticaja od kojih je najvažniji specifičan fiziološki mehanizam biljke (Abdu et al., 2011; Adamo et al., 2014; Testiati et al., 2013). Najvažniji faktor koji utiče na akumulaciju metala iz zemljišta od strane biljke je njen genotip (Bhargava et al., 2008). Pojedine biljne vrste imaju i sposobnost usvajanja metala iz zemljišta nezavisno od visine koncentracije metala u zemljištu (Bech et al., 2016; Wahsha i Al-Rshaidat, 2014).

Visoka korelacija između sadržaja metala u zemljištu i biljci određena je vrstom biljke, tipom zemljišta i fizičko-hemijskim svojstvima metala (Grytsyuk et al., 2006).

Na osnovu vrednosti bioakumulacionih faktora nastala je sledeća klasifikacija: 0,001-0,01 – veoma slaba apsorpcija; 0,01-0,1 – slaba apsorpcija; 0,1-1 – srednja apsorpcija; 1-10 – jaka apsorpcija (Favas et al., 2013).

Posmatrajući tabelu 37 možemo zaključiti da je apsorpcija metala od strane kvinoje u odnosu na ukupni sadržaj metala u zemljištu bila srednjeg intenziteta, osim kod bora gde se zapaža jaka apsorpcija (1,747 – 3,5285).

Tabela 37. Srednje vrednosti bioakumulacionog faktora, BAFukupni

	2012		2013	
	Kontrola	Tretman	Kontrola	Tretman
As	0,1288 ± 0,0222AC	0,2969 ± 0,0381BC	0,0771 ± 0,0290AB	0,2348 ± 0,0642C
B	1,9147 ± 0,7524AC	3,5285 ± 0,8896BC	1,7474 ± 0,0625AB	3,5091 ± 0,4275C
Cd	0,4108 ± 0,1047ab	0,6879 ± 0,1069ab	0,4040 ± 0,1656a	0,8391 ± 0,2577b
Co	0,0753 ± 0,0078acAC	0,1492 ± 0,0102bcAB	0,1817 ± 0,0161abB	0,2717 ± 0,0639cC
Cr	0,1065 ± 0,0115acAC	0,3720 ± 0,0408abBC	0,1681 ± 0,0066bAB	0,4278 ± 0,0332cC
Ni	0,0823 ± 0,0058AC	0,1532 ± 0,0191AB	0,2156 ± 0,0268B	0,3546 ± 0,0463C
Pb	0,0785 ± 0,0159AB	0,1421 ± 0,0643A	0,1099 ± 0,0095A	0,2588 ± 0,0985B
Zn	0,3011 ± 0,0917a	0,4881 ± 0,1670a	0,2889 ± 0,0616a	0,5567 ± 0,1306a

*vrednosti nivoa faktora označenih istim malim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti $P < 0,05$

** vrednosti nivoa faktora označenih istim velikim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti $P < 0,01$

Statistički značajne razlike na nivou značajnosti 0,01 utvrđene su za BAF za arsen, bor i hrom između kontrole i tretmana obe posmatrane godine. Na istom nivou značajnosti značajne razlike postoje između tretmana u dve posmatrane godine za BAF za kobalt, nikl i olovo.

Na nivou značajnosti 0,05 značajne razlike postoje u sadržaju kadmijuma između kontrole i tretmana druge istraživačke godine. Statistički značajne razlike nisu utvrđene za sadržaj cinka.

Uobičajeno je da se sadržaj toksičnih metala u zemljištu predstavlja putem njihove ukupne koncentracije, međutim pojedini autori smatraju da je za posmatranje odnosa toksičnih metala i biljke uputnije posmatrati njihovu pristupačnu frakciju u zemljištu (Gray et al., 1999; McBride et al., 2003; Niazi et al., 2011; Wang et al., 2006).

Bioraspoloživa frakcija metala u zemljištu je količina metala koja je biljci dostupna za usvajanje jer može da interaguje sa bilo kojim delom ćelije njenog organizma, tako da količina usvojenih metala u većoj meri zavisi od bioraspoložive koncentracije metala, nego od njihove ukupne koncentracije u zemljištu (Kidd et al., 2009; Vamerali et al., 2010; Zeng et al., 2011).

Srednje vrednosti bioakumulacionih faktora koje su izračunate u odnosu na pristupačni sadržaj metala u zemljištu ukazuju na jaku apsorpciju (tabela 38).

Statistički značajne razlike na nivou značajnosti 0,01 utvrđene su za sadržaj arsena između kontrole i tretmana u obe godine i nikla između kontrole i tretmana u drugoj istraživačkoj godini.

Na nivou značajnosti 0,05 postoje razlike u sadržaju kobalta između kontrole i tretmana u prvoj godini i između tretmana dve posmatrane godine i kod sadržaja olova između kontrole i tretmana u drugoj posmatranoj godini.

Statistički značajne razlike nisu utvrđene za sadržaj bora, kadmijuma i cinka.

Tabela 38. Srednje vrednosti bioakumulacionog faktora, BAFpristupačni

	2012		2013	
	Kontrola	Tretman	Kontrola	Tretman
As	1,2010 ± 0,1311AC	3,6711 ± 0,3547BC	1,2918 ± 0,4959AB	3,7975 ± 0,5419C
B	8,0014 ± 2,8508a	12,1262 ± 4,3052a	6,2947 ± 1,3783a	8,5250 ± 2,7396a
Cd	2,3184 ± 1,1783a	3,1050 ± 1,1463a	1,5976 ± 0,6242a	2,3249 ± 0,4581a
Co	0,9720 ± 0,1411A	2,0123 ± 0,1130AB	2,9255 ± 0,9253B	3,1225 ± 0,4189AB
Cr	1,1552 ± 0,3188a	2,0913 ± 0,6236b	0,7539 ± 0,1744ab	1,2407 ± 0,1854a
Ni	1,0145 ± 0,2203A	0,8411 ± 0,1072AB	2,2874 ± 0,4865B	1,2023 ± 0,2541A
Pb	0,7281 ± 0,1710ab	1,3240 ± 0,7245ab	1,0394 ± 0,0582a	2,0723 ± 0,6292b
Zn	2,3370 ± 0,9068a	4,5518 ± 2,1875a	2,5349 ± 0,3237a	3,8265 ± 0,1915a

*vrednosti nivoa faktora označenih istim malim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,05
** vrednosti nivoa faktora označenih istim velikim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,01

Vrednosti BAF za sadržaj ukupne koncentracije metala u zemljištu kreću se sledećim redosledom : B > Cd > Zn > Cr > Ni > As > Pb > Co, vrednosti BAF za sadržaj pristupačnih koncentracija metala u zemljištu nemaju isti redosled : B > Zn > As > Cd > Co > Cr > Pb > Ni.

Translokacioni faktor koji predstavlja odnos koncentracije elemenata u semenu i korenu dat je u tabeli 39. Statistički značajne razlike, na nivou značajnosti 0,01, postoje između kontrole i tretmana za sadržaj arsena, hroma i nikla, dok za ostale elemente nisu utvrđene statistički značajne razlike.

Tabela 39. Translokacioni faktor seme/koren

	2012		2013	
	Kontrola	Tretman	Kontrola	Tretman
As	0,0105±0,0035A	0,0256±0,0044B	0,0128±0,0027A	0,0311±0,0078B
B	6,2182±2,5457a	4,4893±1,5753a	6,3663±0,7469a	4,5772±1,2461a
Cd	0,4869±0,1866a	0,5520±0,1035a	0,5192±0,4174a	0,5943±0,1605a
Co	0,0873±0,0455a	0,0782±0,0216a	0,0374±0,0263a	0,0385±0,0044a
Cr	0,2118±0,0380A	0,0722±0,0178B	0,1589±0,0170A	0,1432±0,0058A
Ni	0,0499±0,0099A	0,1048±0,0260B	0,0253±0,0042A	0,0352±0,0078A
Pb	0,1433±0,0628a	0,1912±0,2317a	0,0866±0,0234a	0,1725±0,0797a
Zn	1,5956±0,4501a	1,0619±0,4486a	1,7332±0,2679a	1,0730±0,2028a

*vrednosti nivoa faktora označenih istim malim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti $P < 0,05$
** vrednosti nivoa faktora označenih istim velikim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti $P < 0,01$

Najniži translokacioni faktor uočen je za arsen (0,0105-0,0311), dok je najviši za bor (4,4893-6,3663). Vrednosti translokacionog faktora za većinu elemenata u tragovima manji su od 1, što ukazuje na nizak nivo transporta i dalje akumulacije elemenata u semenu. Izuzetak je cink (1,7332), kao i bor sa izuzetno velikim translokacionim faktorom (6,3663).

Prema dosadašnjim ispitivanjima, biljke nakon usvajanja bora iz zemljišta relativno brzo vrše njegovu translokaciju do listova, tako da je najmanji sadržaj bora u korenu. U listu, između bora i ugljenih hidrata, dolazi do formiranja kompleksnog jedinjenja, time bor više nije toksičan i dobija značajnu ulogu u metabolizmu ugljenih hidrata, kao i u sintezi proteina (Sarić, 1971). Naša ispitivanja takođe ukazuju na najniži sadržaj bora u korenu (1,3567-3,4833 ppm), a najviši u listu (46,7026-63,4000 ppm).

4.3.3. Kvalitet prinosa

Kvalitet prinosa predstavljen je kroz analizu rastenja biljaka, odnosno njenu biomasu, prinos zrna i sadržaj proteina i ulja (tabela 40). Statistički značajne razlike nisu ustanovljene između kontrole i tretmana ovih analiza.

Tabela 40. Kvalitet prinosa i nutritivna vrednost

	2012		2013	
	K	T	K	T
Biomasa (g)	82,4±4,8	85,8±5,7	94,1±4,6	95,3±6,7
Prinos zrna (kg/ha)	1215,25±1,23	1254,14±2,37	1317,10±3,62	1348,22±3,57
Proteini (%)	12,8±1,4	13,2±2,1	13,6±3,1	12,9±2,8
Ulja (%)	5,1±1,4	5,5±1,7	4,7±1,6	5,5±1,8

4.4. Ogled u kontrolisanim uslovima

4.4.1. Rast i razviće biljaka

U prve 4 nedelje ogleda vlažnost zemljišta održavana je zalivanjem vodom sa česme. Nakon tog perioda počeli smo sa primenjivanjem sledećih tretmana: I česmenska voda, II Pb koncentracije 5ppm, III Pb koncentracije 50ppm, IV Pb koncentracije 100ppm, V Cd koncentracije 5ppm, VI Cd koncentracije 50ppm, VII Cd koncentracije 100ppm, VIII Pb i Cd koncentracije 5ppm, IX Pb i Cd koncentracije 50ppm, X Pb i Cd koncentracije 100ppm, XI Pb koncentracije 100ppm + Cd koncentracije 5ppm i XII Pb koncentracije 5ppm + Cd koncentracije 100ppm.

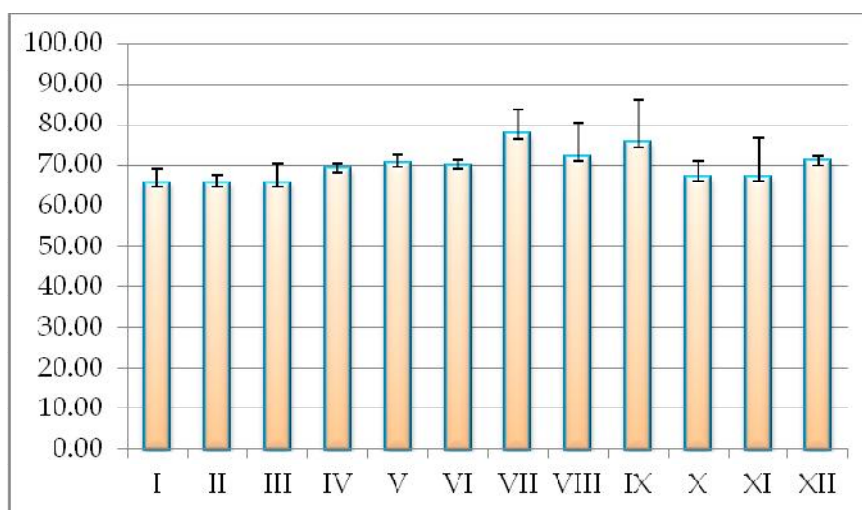
Rast i razviće biljaka predstavljeno je (tabela 41) kroz visinu biljaka, broja grana, biomase ispitivanih nadzemnih delova i određivanje higroskopne vlage.

Prosečna visina biljaka (slika 30) nalazi se u intervalu od 65,50 cm do 77,50 cm, sa najnižom vrednošću kod kontrolnih biljaka, broj grana od 16,5 do 20,5. Statistički značajne razlike nisu utvrđene između tretmana za ove osnovne parametre praćenja

rasta i razvića biljaka u fazi formiranja semena. U toku oglada nisu uočene razlike u rastu i razviću biljaka pri različitim tretmanima, što su i rezultati pokazali.

Dosadašnja ispitivanja ukazuju na uticaj povišenih koncentracija potencijalno toksičnih elemenata na rast i razviće biljaka. Primer takvog ispitivanja je navodnjavanje pirinča otpadnim vodama, čiji sadržaj kadmijuma prelazi granicu preporučenih vrednosti u pogledu kvaliteta voda za navodnjavanje, ispitivanja su pokazala znatan uticaj voda takvog kvaliteta na parametre rasta kod ispitivanih kultura (Alghobar i Suresha, 2016). Negativni uticaji kadmijuma na rast i biomasu korena i stabla široko su proučavani kod različitih biljnih vrsta. Smanjenje dužine stabla i biomase korena i stabla usled povišenih koncentracija kadmijuma u zemljištu uočeni su kod paradajza (López-Millán et al., 2009), ječma (Wu i Zang, 2002) i pšenice (Chen et al., 2010; Shahabivand et al., 2012).

Najčešće ispitivani fiziološki efekti usled povišenih koncentracija olova u zemljištu su na rast biljaka. Neuravnoteženi rast i inhibicija rasta korena utvrđeni su u okviru ispitivanja boba (*Vicia faba*) pri povišenim koncentracijama olova u zemljištu (Wang et al., 2010), kod zelene salate (*Lactuca sativa*) pri povišenim koncentracijama olova u vodi za navodnjavanje (Capelo et al., 2012), ječma (*Hordeum vulgare*) prilikom ispitivanja procesa fitoremedijacije (Varun et al., 2011), pšenice (*Triticum aestivum*) pri klijanju i rastu korena u rastvoru sa povišenim sadržajem olova (Lamhamdi et al., 2011).



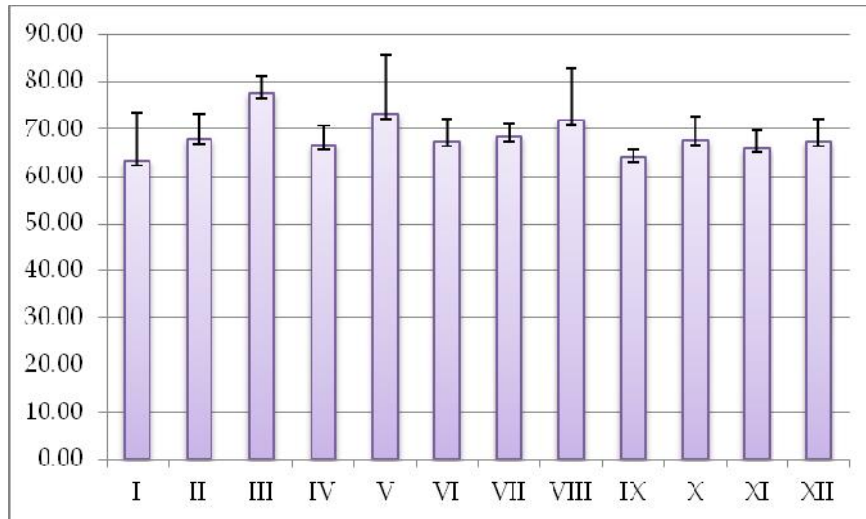
Slika 30. Uticaj primenjenih tretmana na visinu biljaka (cm) u fazi formiranja semena posmatrano kroz XII primenjivanih tretmana

Tabela 41. Visina biljaka i biomasa u fazi formiranja semena posmatrano kroz XII primenjivanih tretmana

	Visina (cm)	broj grana	mb (g)	mc (g)	md (g)	Higroskopna vlaga %		
						b	c	d
I	65,50	17,50	42,62	5,08	35,91	80,65	79,82	82,51
	±3,54	±3,54	±11,64	±0,14	±2,26	±3,48	±0,13	±0,50
II	65,50	16,50	47,87	5,58	38,63	82,99	78,50	79,88
	±2,12	±4,95	±0,60	±0,14	±2,17	±0,39	±0,72	±1,79
III	65,50	19,50	37,87	4,95	41,90	83,92	79,08	80,85
	±4,95	±0,71	±3,87	±0,24	±2,43	±0,84	±0,59	±2,34
IV	69,00	18,00	50,32	5,11	40,82	83,38	79,97	80,23
	±1,41	±0,00	±3,34	±0,21	±1,10	±0,33	±1,24	±0,91
V	70,50	18,50	44,91	5,36	44,67	85,57	80,02	81,05
	±2,12	±2,12	±4,07	±0,94	±5,17	±0,05	±1,11	±2,10
VI	70,00	19,00	40,58	6,01	44,47	83,63	81,46	78,80
	±1,41	±0,00	±4,14	±0,20	±1,15	±2,24	±0,92	±1,82
VII	77,50	20,50	36,45	5,01	42,84	79,12	81,23	79,36
	±0,36	±0,71	±7,54	±1,22	±16,97	±4,94	±1,73	±0,85
VIII	72,00	21,50	50,83	5,07	40,58	83,80	80,85	80,04
	±8,49	±2,12	±20,80	±0,28	±3,80	±1,25	±0,07	±2,47
IX	75,50	19,50	49,19	5,68	35,69	81,55	80,88	81,10
	±10,61	±0,71	±13,21	±0,50	±10,18	±0,53	±0,07	±3,74
X	67,00	19,50	38,39	5,11	37,99	81,91	81,49	79,80
	±4,24	±0,71	±12,06	±0,89	±7,92	±1,56	±0,92	±0,27
XI	67,00	19,50	41,56	5,24	38,29	81,16	82,23	78,89
	±9,90	±0,71	±0,09	±0,90	±5,89	±1,91	±0,08	±1,36
XII	71,00	20,00	47,30	5,40	39,66	80,92	80,44	80,47
	±1,41	±0,00	±0,40	±0,35	±2,11	±0,21	±0,63	±1,54

b-stablo; c- list; d- seme; mb- masa stabla; mc- masa lista; md- masa semena

Osnovni parametri praćenja rasta i razvića biljaka u fazi sazrevanja semena dati su u tabeli 42. Izmerena visina biljaka (slika 31) najniža je ponovo kod kontrolnih biljaka (63,33 cm), a najviša u III tretmanu (77,67 cm). Takođe, nisu utvrđene statistički značajne razlike između posmatranih parametara rasta ni u fazi sazrevanja semena.



Slika 31. Uticaj primenjenih tretmana na visinu biljaka (cm) u fazi sazrevanja semena posmatrano kroz XII primenjivanih tretmana

Tabela 42. Visina biljaka i biomasa u fazi sazrevanja semena posmatrano kroz XII primenjivanih tretmana

	Visina (cm)	broj grana	mb (g)	md (g)	Higroskopna vlaga %	
					b	d
I	63,33 ±10,12	14,00 ±1,73	21,87 ±4,47	18,90 ±5,89	82,13 ±8,69	48,52 ±7,25
II	68,00 ±5,29	15,33 ±2,52	15,03 ±1,47	26,50 ±8,23	84,99 ±0,95	51,58 ±16,52
III	77,67 ±3,51	17,67 ±1,53	18,52 ±2,58	22,94 ±2,74	81,30 ±3,95	47,09 ±11,15
IV	66,67 ±4,16	15,67 ±0,58	18,64 ±3,78	24,47 ±3,68	88,05 ±1,81	49,16 ±8,51
V	73,33 ±12,34	19,00 ±1,00	18,09 ±1,20	28,79 ±4,53	85,83 ±0,91	60,46 ±7,87
VI	67,33 ±5,03	17,00 ±1,00	16,61 ±2,06	20,59 ±4,40	79,59 ±11,73	37,71 ±14,00
VII	68,33 ±2,89	16,00 ±1,00	16,52 ±2,09	26,92 ±4,78	84,12 ±1,35	54,25 ±9,02
VIII	72,00 ±10,58	18,33 ±2,08	15,28 ±3,40	23,54 ±8,17	77,48 ±8,85	41,97 ±18,19
IX	64,00 ±1,73	18,00 ±1,00	18,12 ±3,52	25,81 ±1,56	88,73 ±3,18	57,80 ±3,28
X	67,67 ±5,13	17,67 ±2,31	15,10 ±1,56	20,26 ±0,95	83,12 ±0,73	41,37 ±2,76
XI	66,00 ±3,61	18,33 ±1,53	16,25 ±4,72	18,09 ±6,41	72,90 ±7,56	39,93 ±15,25
XII	67,33 ±5,03	18,33 ±0,58	17,81 ±0,92	17,54 ±0,92	79,19 ±2,99	36,64 ±1,33

b – stablo; d – seme; mb- masa stabla; md- masa semena

4.4.2. Fiziološka merenja

U odnosu na ostale elemente u tragovima, kadmijum je izrazito toksičan kako za biljke tako i za ljude. Povišene koncentracije kadmijuma prouzrokuju niz negativnih efekata u biljkama, kao što je inhibicija rasta, aktivnosti enzima, fotosinteze i promena aktivnosti stoma (Prasad, 1995).

Prethodna istraživanja ukazala su na toksičnost kadmijuma u mnogim biljnim vrstama poput pšenice (Rizwan et al., 2012) kao i u uljanoj repici (Ehsan et al., 2014). Razlike u efektima izazvanih usled stresa povišenih koncentracija toksičnih metala ukazuju na različitu toleranciju biljaka na metale (Zhao et al., 2017).

Toksično dejstvo kadmijuma ogleda se kroz njegov afinitet ka tiol (sulfhidridnoj) grupi, usled čega kadmijum može da blokira funkcionalne grupe biomolekula, rezultat toga je inhibicija enzimskih aktivnosti važnih metaboličkih procesa biljke, kao što su fotosinteza, disanje, asimilacija hranljivih elemenata i transport (Ferreira et al., 2002). Inhibicija bio koje komponente fotosintetičkog aparata negativno će uticati na fiziološke aktivnosti, pa sami tim i najverovatnije na rast biljke (Baek et al., 2004; Cuypers et al., 2010).

Povišene koncentracije toksičnih metala utiču i na parametre koji pokazuju kapacitet za fotosintetsku razmenu gasova, kao što je i provodljivost stoma (Li et al., 2013). Pored toga, zatvaranje stoma predstavlja i mehanizam izbegavanja stresa kod biljaka (Poschenrieder et al., 1989). Takođe, smanjenje sadržaja hlorofila smatra se primarnim biondikatorom fitotoksičnosti kadmijuma (Dinakar et al., 2008; Chen et al., 2011).

Ispitivanja sadržaja hlorofila kod *Phragmites australis* pri visokoj akumulaciji kadmijuma takođe su ukazala da koncentracija kadmijuma u biljci nije imala uticaj na visinu ovog parametra, dok su ispitivanja *Juncus maritimus* pokazala suprotan rezultat, povišene vrednosti hlorofila usled viših koncentracija kadmijuma u listu (da Silva et al., 2014).

Rezultati ispitivanja fiziološkog odgovora i tolerantnosti na Cd dva hibridna klona eukalptusa ukazuju da postoje značajne razlike uticaja metala na rast, kao i na proces fotosinteze između ispitivanih genotipova ove vrste (Pietrini et al., 2015).

Efekat povišenih koncentracija kadmijuma na parametre rasta i sadržaja hlorofila u soji je bio izrazito negativan, pri povišenim koncentracijama kadmijuma inhibiran je rast, a sadržaj hlorofila bio je obrnuto proporcionalan koncentraciji Cd (Li et al., 2013). Toksični efekat kadmijuma pokazala su i slična istraživanja na soji i grašku (Chugh i Sawhney, 1996; Liu et al., 2014).

Biološki odgovor usled povišenih koncentracija kadmijuma u zemljištu ispitivan je na uljanoj repici i pšenici, kod pšenice je došlo do smanjenja sadržaja hlorofila kao i do inhibicije aktivnosti ispitivanih enzima (superoksid dismutaze i peroksidaze), naprotiv kod uljane repice je došlo do povećanja sadržaja hlorofila i aktivnosti superoksid dismutaze, dok je aktivnost peroksidaze bila inhibirana (Zhao et al., 2017).

Toksični efekti olova su izraženi pri većim koncentracijama i trajanju stresa, dok je u nekim ispitivanjima uočena stimulacija određenih metaboličkih procesa pri izloženosti nižim koncentracijama (Nyitrai et al., 2003). Pod uticajem viših koncentracija olova u biljci su inhibirani glavni procesi kao što je klijavost, rast i razviće, proces fotosinteze, vodni režim, mineralna ishrana, kao i enzimska aktivnost (Agami i Mohamed, 2013; He i sar, 2016; Patra et al., 2004; Sharma i Dubey, 2005). Proces fotosinteze je najosetljiviji prema toksičnom dejstvu olova, dugotrajno izlaganje prouzrokuje inhibiciju biosinteze hlorofila (Ernst et al., 2000; He et al., 2014; Sinha et al., 1993). Ispitivanja su pokazala da olovo utiče negativno na fotosintezu, transpiraciju i provodljivost stoma kada njegova koncentracija u zemljištu prelazi 300 ppm (Fu i Wang, 2015).

Shodno tome, u okviru ove disertacije, ispitivan je i uticaj stresa izazvan povišenim koncentracijama olova i kadmijuma kroz praćenje provodljivosti stoma i sadržaja hlorofila, flavona i antocijana (tabela 43a i 43b).

Provodljivost stoma merena je aparatom za merenje transpiracije (lisni porometar-SC1 i porometar-AP4, Delta-T Devices), izabrane su tri biljke u okviru svakog tretmana. NBI i sadržaj hlorofila, flavona i antocijana mereno je aparatom sa senzorom koji predstavlja ne destruktivnu metodu merenja parametara na površini lista (Dualox Scientific+, Force A), merenje i ovih parametara izvršeno je na izabrane tri biljke iz svakog tretmana. Vodni potencijal određen je pomoću komore pod pritiskom gasa azota (31000P, Santa Barbara, USA), kako je ova metoda destruktivna vršeno je merenje jednog lista po tretmanu.

Prva merenja izvršena su u fazi formiranja semena (4 nedelje nakon primenjivanja tretmana), a druga merenja u fazi sazrevanja semena.

Međutim, statistički značajne razlike nisu utvrđene, ukazujući da primenjivani tretmani nisu imali uticaja na ove parametre.

Tabela 43a. Prva merenja fizioloških parametara u fazi formiranja semena posmatrano kroz XII primenjivanih tretmana

	Otvorenost stoma mmol/m ² S	NBI azotni index	Hlorofil µg/cm ²	Flavoni	Antocijani	Ψp J/cm ³ Pa
I	300,67 ±42,19	88,27 ±48,18	45,93 ±1,04	0,63 ±0,32	0,08 ±0,00	-1,00
II	246,67 ±42,77	71,30 ±17,26	48,13 ±4,41	0,71 ±0,22	0,10 ±0,04	-1,38
III	268,00 ±47,79	73,03 ±14,36	52,27 ±0,68	0,73 ±0,13	0,08 ±0,01	-1,32
IV	308,33 ±16,07	79,33 ±33,45	49,97 ±2,80	0,71 ±0,29	0,08 ±0,01	-1,36
V	286,00 ±41,87	61,80 ±6,55	46,80 ±3,68	0,77 ±0,13	0,09 ±0,01	-1,24
VI	335,33 ±25,40	61,10 ±14,37	40,60 ±0,92	0,69 ±0,16	0,10 ±0,01	-1,21
VII	246,00 ±14,42	57,97 ±10,60	42,73 ±8,83	0,77 ±0,20	0,22 ±0,03	-1,26
VIII	333,67 ±59,08	69,90 ±34,51	50,23 ±3,78	0,82 ±0,30	0,14 ±0,10	-1,14
IX	383,33 ±60,48	96,07 ±9,80	47,03 ±2,11	0,49 ±0,06	0,08 ±0,01	-1,28
X	410,00 ±70,89	78,67 ±11,38	50,87 ±3,29	0,65 ±0,06	0,11 ±0,04	-1,28
XI	428,33 ±20,21	82,13 ±13,98	46,73 ±4,66	0,58 ±0,15	0,08 ±0,01	-1,24
XII	344,67 ±15,01	72,70 ±9,38	48,33 ±1,31	0,67 ±0,11	0,08 ±0,01	-1,22

Tabela 43b. Druga merenja fizioloških parametara u fazi sazrevanja semena posmatrano kroz XII primenjivanih tretmana

	Otvorenost stoma mmol/m ² S	NBI azotni index	Hlorofil µg/cm ²	Flavoni	Antocijani	Ψ _p J/cm ³ Pa
I	302,00 ±14,73	52,97 ±9,41	44,33 ±2,62	0,86 ±0,22	0,13 ±0,03	-1,26
II	376,67 ±17,56	39,07 ±9,43	40,03 ±5,45	1,04 ±0,11	0,10 ±0,01	-1,10
III	395,00 ±15,00	48,13 ±6,99	46,57 ±3,79	0,98 ±0,13	0,11 ±0,04	-1,12
IV	330,00 ±18,03	45,30 ±16,30	43,77 ±6,62	1,01 ±0,22	0,09 ±0,01	-1,06
V	381,67 ±7,64	45,07 ±5,61	40,03 ±4,85	0,91 ±0,19	0,10 ±0,01	-1,07
VI	338,33 ±10,41	42,57 ±17,27	39,10 ±13,48	0,93 ±0,08	0,18 ±0,12	-1,02
VII	351,67 ±10,39	51,30 ±12,66	42,23 ±2,10	0,86 ±0,20	0,13 ±0,04	-1,18
VIII	415,00 ±5,00	44,10 ±11,11	39,23 ±5,56	0,88 ±0,07	0,15 ±0,08	-1,21
IX	331,67 ±10,41	41,47 ±17,79	35,00 ±10,31	0,88 ±0,22	0,13 ±0,05	-1,10
X	420,00 ±10,00	32,50 ±15,35	32,97 ±4,82	1,20 ±0,58	0,14 ±0,02	-1,10
XI	381,67 ±12,58	40,77 ±5,60	30,07 ±7,87	0,73 ±0,14	0,14 ±0,03	-1,06
XII	341,67 ±7,64	47,47 ±8,96	33,63 ±2,15	0,73 ±0,17	0,12 ±0,01	-1,10

4.4.3. Sadržaj elemenata

4.4.3.1. Faza formiranja semena

U tabel 44a i 44b predstavljene su srednje vrednosti mikroelemenata , u kvinoji u fazi formiranja semena, koji nisu pripadali primenjivanim tretmanima.

Tabela 44a. Srednje vrednosti elemenata u tragovima u kvinoji u fazi formiranja semena (tretmani I-VI)

	As	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn
Ia	0,0011	0,0082	<LD	2,8745	50,2008	31,5167	0,0011	32,3559
Ib	0,0011	0,0052	<LD	4,0979	39,6416	28,7705	0,0012	33,4695
Ic	0,0028	0,0011	<LD	1,8849	29,6237	50,8299	0,0017	35,2869
Id	0,0033	0,0016	<LD	3,7791	89,0657	53,9454	0,0014	34,8878
IIa	0,0005	0,0082	<LD	3,6730	31,1034	23,6153	0,0015	30,8373
IIb	0,0005	0,0054	<LD	3,4949	33,8038	39,8732	0,0016	29,5001
IIc	0,0002	0,0039	<LD	2,3874	29,7562	41,6093	0,0021	32,0628
IId	0,0007	0,0069	<LD	2,1989	93,4710	49,8281	0,0026	35,8986
IIIa	0,0006	0,0046	<LD	3,3059	40,8048	29,0436	0,0020	42,5863
IIIb	0,0019	0,0072	<LD	3,4479	34,3459	28,5672	0,0020	45,8999
IIIc	0,0021	0,0055	<LD	4,8071	37,2283	29,7158	0,0014	46,6877
IIId	0,0003	0,0047	<LD	3,7754	86,2569	43,8520	0,0008	48,0556
IVa	0,0001	0,0039	<LD	2,7033	35,7274	39,8855	0,0014	38,0092
IVb	0,0007	0,0060	<LD	3,7070	33,6836	42,8367	0,0016	43,5888
IVc	0,0007	0,0079	<LD	4,1702	34,9651	47,2464	0,0032	46,6571
IVd	0,0007	0,0057	<LD	2,4467	50,7927	39,3409	0,0018	49,4414
Va	0,0160	0,0055	<LD	3,4696	31,1181	50,7122	0,0013	35,5678
Vb	0,0026	0,0062	<LD	2,5702	28,4678	32,2833	0,0051	35,0012
Vc	0,0000	0,0044	<LD	3,3066	39,7551	42,7828	0,0029	35,8584
Vd	0,0000	0,0164	<LD	3,3051	31,0221	45,7803	0,0073	42,1973
VIa	0,0015	0,0392	<LD	3,3605	33,6062	34,8021	0,0080	50,8582
VIb	0,0078	0,0123	<LD	2,8559	27,4735	36,3378	0,0086	37,8013
VIc	0,0022	0,0037	<LD	3,1808	31,1642	40,2271	0,0048	34,6961
VIId	0,0034	0,0049	<LD	2,6789	49,7449	44,7847	0,0034	45,2117

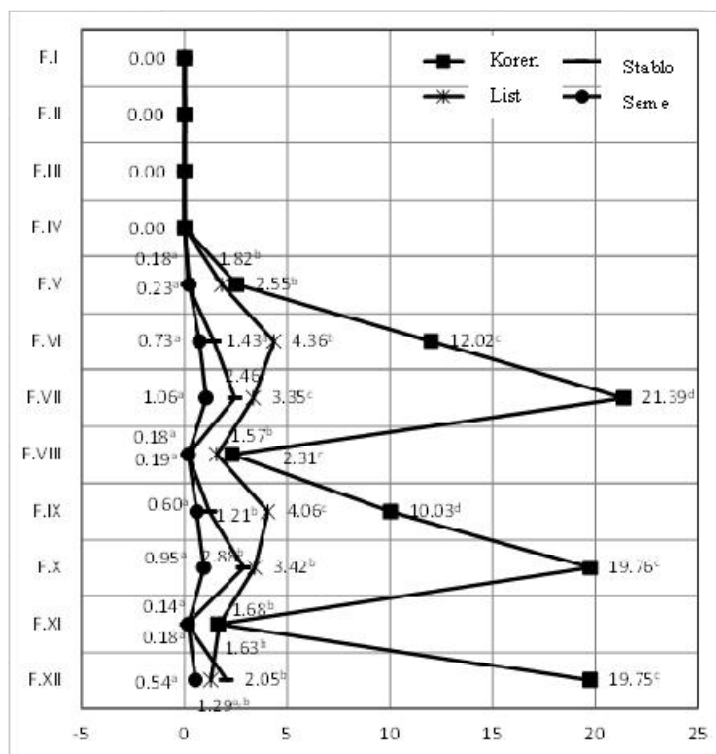
a- koren; b- stablo; c- list i d -seme

Tabela 44b. Srednje vrednosti elemenata u tragovima u kvinoji u fazi formiranja semena
(tretmani VII-XII)

	As	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn
VIIa	0,0020	0,0066	<LD	2,2950	23,5649	27,9503	0,0060	32,8729
VIIb	0,0016	0,0059	<LD	3,7181	35,2957	32,8422	0,0047	30,2769
VIIc	0,0060	0,0071	<LD	4,1041	34,3636	35,7771	0,0032	32,8416
VIIId	0,0002	0,0768	<LD	4,2901	36,3339	47,9443	0,0067	34,8873
VIIIa	0,0013	0,0207	<LD	4,1806	37,0806	38,0562	0,0042	42,5878
VIIIb	0,0000	0,0468	<LD	4,2877	33,0531	37,6418	0,0026	38,0536
VIIIc	0,0057	0,0278	<LD	3,2935	33,8951	37,1114	0,0050	31,7059
VIIId	0,0000	0,0056	<LD	4,7110	36,9588	42,8391	0,0009	35,8874
IXa	0,0017	0,0318	<LD	5,0496	31,6581	60,2872	0,0051	45,2471
IXb	0,0035	0,0121	<LD	3,3026	29,2892	62,8333	0,0016	37,8486
IXc	0,0027	0,0140	<LD	4,6196	32,6168	65,1117	0,0013	33,6728
IXd	0,0033	0,0140	<LD	4,5526	38,3337	35,2006	0,0008	38,6635
Xa	0,0033	0,0240	<LD	4,1908	29,2131	29,6585	0,0051	35,1718
Xb	0,0000	0,0272	<LD	5,0804	34,7999	35,2761	0,0024	37,9103
Xc	0,0000	0,0088	<LD	4,8001	35,7273	36,2694	0,0027	39,1085
Xd	0,0003	0,0142	<LD	3,4668	31,5580	25,4594	0,0005	50,1802
XIa	0,0014	0,0066	<LD	5,4598	37,2343	35,0390	0,0058	38,8558
XIb	0,0032	0,0522	<LD	4,1796	35,0823	40,4510	0,0027	32,1403
XIc	0,0000	0,0530	<LD	4,4966	34,3083	34,7808	0,0022	36,0411
XId	0,0023	0,0450	<LD	3,1828	27,7278	32,3993	0,0005	45,3176
XIIa	0,0092	0,0424	<LD	5,3570	32,7313	37,8690	0,0043	28,8880
XIIb	0,0038	0,0234	<LD	3,1706	30,1733	37,0416	0,0039	34,3972
XIIc	0,0034	0,0605	<LD	3,0859	30,1122	40,0189	0,0022	36,3341
XIIId	0,0000	0,0593	<LD	3,1082	28,2709	38,2263	0,0012	49,1642

a- koren; b- stablo; c- list i d -seme

Analizom vrednosti sadržaja kadmijuma u okviru ispitivanih tretmana u fazi formiranja semena (slika 32) utvrđene su statistički značajne razlike između vrednosti u svim delovima biljke kod tretmana VII i IX, razlike između sadržaja u korenu i semenu biljke u tretmanu IV, V, VI, VIII, X, XI i XII. U tretmanima I i III nisu utvrđene statistički značajne razlike, kod ostalih tretmana statistički značajne razlike između sadržaja kadmijuma u listu i semenu nisu pronađene pri tretmanu IV i XII.



Slika 32. Bioakumulacija i translokacija Cd u korenu i nadzemnim delovima kvinoje u fazi formiranja semena posmatrana kroz XII primenjivanih tretmana: I česmenska voda, II Pb koncentracije 5ppm, III Pb koncentracije 50ppm, IV Pb koncentracije 100ppm, V Cd koncentracije 5ppm, VI Cd koncentracije 50ppm, VII Cd koncentracije 100ppm, VIII Pb i Cd koncentracije 5ppm, IX Pb i Cd koncentracije 50ppm, X Pb i Cd koncentracije 100ppm, XI Pb koncentracije 100ppm + Cd koncentracije 5ppm i XII Pb koncentracije 5ppm + Cd koncentracije 100ppm.

Posmatrajući distribuciju Cd u fazi formiranja semena, kroz sve primenjivane tretmane, može se sagledati da je najviši sadržaj u korenu kvinoje, najviša koncentracija Cd utvrđena je u tretmanu VII (21,39 ppm), zatim u tretmanima X (19,76 ppm) i XII (19,75 ppm). Ovi rezultati su u skladu sa tim da je u tretmanima VII, X i XII primenjivana i najviša konc. Cd (100 ppm) u vodi za navodnjavanje.

Distribucija Cd u fazi formiranja semena predstavljani su u tabelama 45a, 45b, 45c i 45d za svaki deo biljke posebno.

Sadržaj kadmijuma između posmatranih tretmana u korenu (tabela 45a) statistički se značajno razlikuje između tretmana I, II, III i IV sa sadržajem pri ostalim tretmanima. Između ostalih tretmana postoje značajne razlike, a ne razlikuju se V, VIII i IX, kao ni X i XII.

Tabela 45a. Sadržaj kadmijuma u korenu (ppm) u fazi formiranja semena posmatran kroz XII primenjivanih tretmana

Tretmani		
I	0,0002± 0,0000	a
II	0,0013± 0,0001	a
III	0,0015± 0,0004	a
IV	0,0067± 0,0008	a
V	2,5479± 0,6126	be
VI	12,0228± 0,2850	c
VII	21,3932± 0,2152	d
VIII	2,3098± 0,3993	eh
IX	10,0289± 0,1479	f
X	19,7632± 0,4938	g
XI	1,6337± 0,1568	eh
XII	19,7489± 0,8989	g

*vrednosti nivoa faktora označenih istim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,05

Statistički značajne razlike, za sadržaj kadmijuma između posmatranih tretmana za sadržaj u stablu (tabela 45b), nisu utvrđene samo između I, II, III, IV i V tretmana, kao ni između I, II, III, IV i V sa VIII i XI tretmanom; između VI i IX tretmana i VII i VIII sa XI tretmanom.

Izuzev kontrole, najniže vrednosti konc. Cd u stablu utvrđene su za tretman III (0,0017 ppm), a najviše za tretman X (2,88 ppm).

Tabela 45b. Sadržaj kadmijuma u stablu (ppm) u fazi formiranja semena posmatran kroz XII primenjivanih tretmana

Tretmani		
I	0,0001± 0,0000	a
II	0,0024± 0,0004	a
III	0,0017± 0,0002	a
IV	0,0043± 0,0012	a
V	0,1789± 0,0062	a
VI	1,4299± 0,4419	b
VII	2,4561± 0,4430	cf
VIII	0,1772± 0,0087	adf
IX	1,2119± 0,0142	b
X	2,8834± 0,1014	e
XI	0,1380± 0,0060	acf
XII	2,0490± 0,1327	g
*vrednosti nivoa faktora označenih istim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti $P < 0,05$		

Analizirani sadržaj kadmijuma u listu (tabela 45c) statistički se značajno ne razlikuje samo između I, II i III tretmana, kao ni između V i, VIII i XI tretmana, zatim razlike ne postoje ni između VI i IX tretmana, VII i X tretmana, kao ni između VIII, XI i XII tretmana.

Izuzev kontrole, najniži sadržaj Cd u listu je za tretman IV (0,0010 ppm), a najviši za tretman VI (4,36 ppm), gde je primenjena konc. Cd 50 ppm.

Sadržaj kadmijuma u semenu (tabela 45d) statistički se značajno ne razlikuje između tretmana I, II, III i IV, kao ni između tretmana V, VIII i XI, takođe razlike nisu utvrđene ni između tretmana IX i XII

Posmatrajući celokupnu distribuciju Cd u fazi formiranja semena može se zaključiti da je najniži sadržaj Cd utvrđen u semenu. Najniža konc. Cd određena je za tretman III (0,008 ppm), a najviša za tretman VII (1,06 ppm) gde je i primenjena najviša konc. Cd (100 ppm).

Tabela 45c. Sadržaj kadmijuma u listu (ppm) u fazi formiranja semena posmatran kroz XII primenjivanih tretmana

Tretmani		
I	0,0007± 0,0008	a
II	0,0068± 0,0010	a
III	0,0022± 0,0000	a
IV	0,0010± 0,0001	a
V	1,8156± 0,0655	b
VI	4,3619± 0,5793	c
VII	3,3488± 0,2794	d
VIII	1,5671± 0,0787	e
IX	4,0642± 0,1025	c
X	3,4221± 0,1904	d
XI	1,6839± 0,0395	be
XII	1,2902± 0,1381	e
*vrednosti nivoa faktora označenih istim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,05		

Tabela 45d. Sadržaj kadmijuma u semenu (ppm) u fazi formiranja semena posmatran kroz XII primenjivanih tretmana

Tretmani		
I	0,0011± 0,0000	a
II	0,0080± 0,0001	a
III	0,0008± 0,0009	a
IV	0,0031± 0,0011	a
V	0,2343± 0,0278	b
VI	0,7306± 0,0215	c
VII	1,0596± 0,0894	d
VIII	0,1889± 0,0063	b
IX	0,5953± 0,0692	e
X	0,9533± 0,0979	f
XI	0,1843± 0,0170	b
XII	0,5355± 0,0193	e
*vrednosti nivoa faktora označenih istim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,05		

Analiza linearne korelacije između ukupnog sadržaja Cd u supstratu i korenu predstavljena je u tabeli 46. Vrednosti koeficijenta korelacije $r=0,98$) ukazuju na jaku

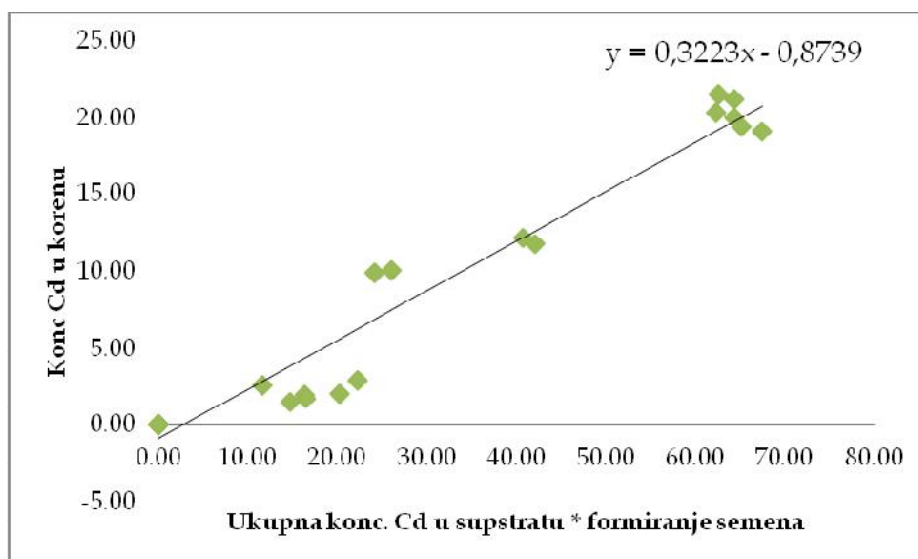
pozitivnu korelaciju (slika 33), kao i vrednost koeficijenta korelacije između pristupačnog sadržaja Cd u supstratu i korenu ($r=0,95$), slika 34.

Takođe, vrednosti koeficijenta korelacije između ukupnog sadržaja Cd u supstratu i semenu (slika 35), kao i između pristupačnog sadržaja Cd u supstratu i semenu (slika 36) ukazuju na statistički značajnu jaku korelaciju.

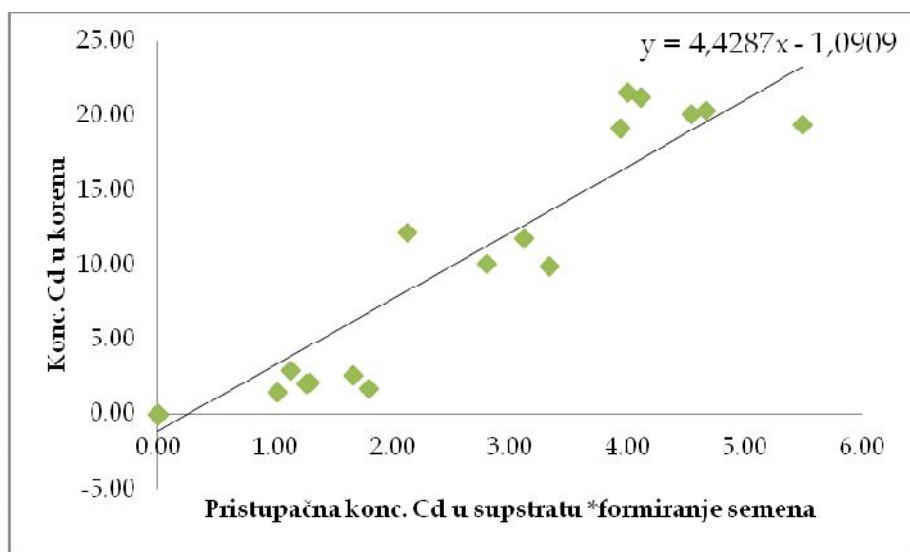
Tabela 46. Vrednosti koeficijenta linearne korelacije (r) sadržaja Cd u supstratu i kvinoji

	koren	seme
ukupni	0,98**	0,92**
DTPA	0,95**	0,91**

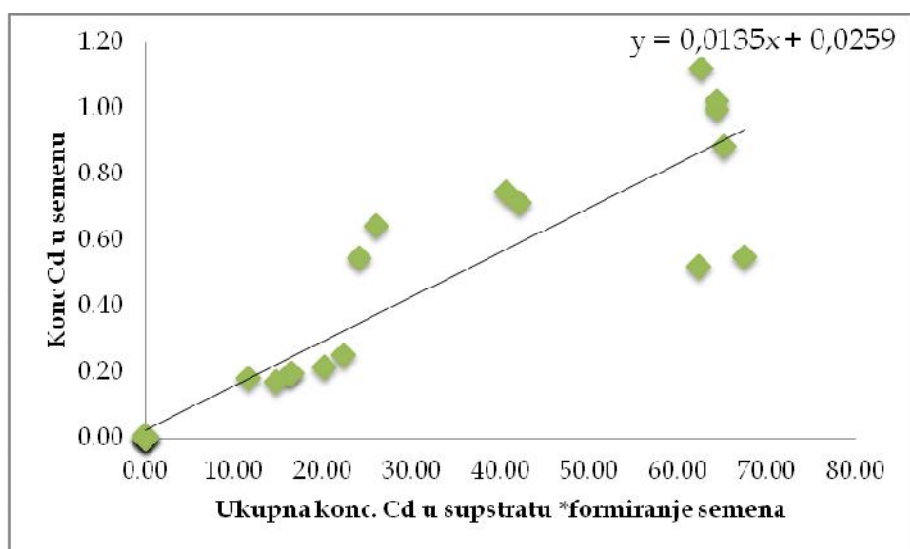
** statistički značajna korelacija na nivou značajnosti $p < 0,01$



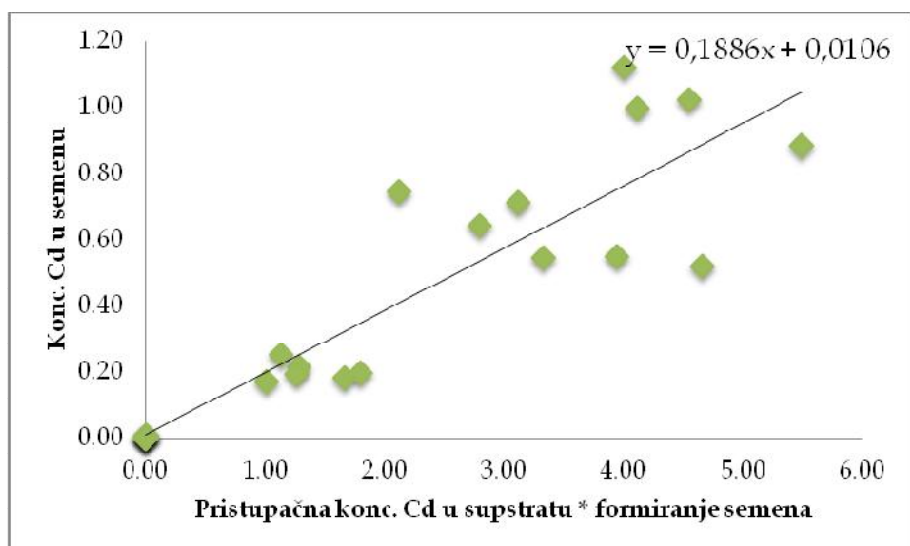
Slika 33. Odnos između ukupne konc. Cd u supstratu i korenu



Slika 34. Odnos između pristupačne konc. Cd u supstratu i korenu

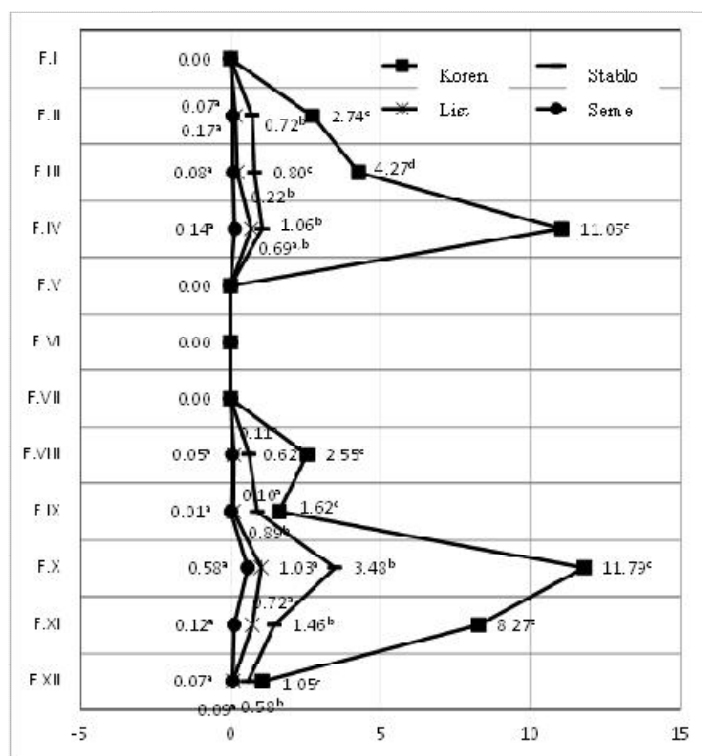


Slika 35. Odnos između ukupne konc. Cd u supstratu i semenu



Slika 36. Odnos između pristupačne konc. Cd u supstratu i semenu

Posmatrane vrednosti sadržaja olova u okviru ispitivanih tretmana (slika 37) statistički se ne razlikuju u tretmanu V, VI i VII. Statistički značajne razlike postoje između sadržaja u korenu i semenu u okviru svih ostalih primenjivanih tretmana. Statistički značajne razlike u sadržaju olova nisu utvrđene između lista i semena, izuzev kod tretmana III. Posmatrajući celokupnu distribuciju Pb može se sagledati da su najviše vrednosti utvrđene za koren, a najniže za seme kvinoje.



Slika 37. Bioakumulacija i translokacija Pb u korenu i nadzemnim delovima kvinoje u fazi formiranja semena posmatrana kroz XII primenjivanih tretmana: I česmenska voda, II Pb koncentracije 5ppm, III Pb koncentracije 50ppm, IV Pb koncentracije 100ppm, V Cd koncentracije 5ppm, VI Cd koncentracije 50ppm, VII Cd koncentracije 100ppm, VIII Pb i Cd koncentracije 5ppm, IX Pb i Cd koncentracije 50ppm, X Pb i Cd koncentracije 100ppm, XI Pb koncentracije 100ppm + Cd koncentracije 5ppm i XII Pb koncentracije 5ppm + Cd koncentracije 100ppm.

Distribucija Pb u fazi formiranja semena predstavljani su u tabelama 47a, 47b, 47c i 47d za svaki deo biljke odvojeno.

Sadržaj olova u korenu (tabela 47a) između ispitivanih tretmana statistički se značajno ne razlikuju između tretmana I, V, VI i VII, kao ni između II, VIII i IX. Statistički značajne razlike nisu utvrđene ni između tretmana IV i X, VI i X, kao ni između V, VII i IX sa tretmanom XII. Najviše vrednosti sadržaja Pb u korenu utvrđene su za tretmane IV (11,05 ppm) i X (11,79 ppm), gde su i primenjivane najviše konc. Pb u vodi za navodnjavanje (100 pm).

Analizirani sadržaj olova u stablu (tabela 47b) između ispitivanih tretmana statistički se značajno ne razlikuju između tretmana I, V, VI i VII, kao ni između tretmana II sa III i VIII. Takođe, statistički značajne razlike nisu utvrđene između tretmana III i IX, VI i X, VIII i XII. Najniži sadržaj Pb u stablu je za tretman VII (0,0002 ppm), a najviši za tretman X (3,48 ppm).

Tabela 47a. Sadržaj olova u korenu (ppm) u fazi formiranja semena posmatrano kroz XII primenjivanih tretmana

Tretmani		
I	0,0008± 0,0001	a
II	2,7351± 0,2170	be
III	4,2709± 0,0643	c
IV	11,0471± 1,2751	d
V	0,0006± 0,0001	a
VI	0,0007± 0,0001	ad
VII	0,0005± 0,0001	a
VIII	2,5502± 0,3178	be
IX	1,6199± 0,2401	e
X	11,7933± 1,1706	d
XI	8,2714± 0,4336	f
XII	1,0513± 0,0019	ae
*vrednosti nivoa faktora označenih istim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti $P < 0,05$		

Tabela 47b. Sadržaj olova u stablu (ppm) u fazi formiranja semena posmatrano kroz XII primenjivanih tretmana

Tretmani		
I	0,0007± 0,0001	a
II	0,7206± 0,0718	bd
III	0,7965± 0,0254	b
IV	1,0558± 0,0107	c
V	0,0005± 0,0001	a
VI	0,0007± 0,0001	ae
VII	0,0002± 0,0001	a
VIII	0,6205± 0,0648	d
IX	0,8898± 0,1024	b
X	3,4792± 0,0946	e
XI	1,4592± 0,1049	f
XII	0,5825± 0,0789	d
*vrednosti nivoa faktora označenih istim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti $P < 0,05$		

Statistički značajne razlike ponovo nisu utvrđene između tretmana I, V, VI i VII kod ispitivanog sadržaja olova u listu (tabela 47c), kao ni između tretmana I i XII, VI i X, tretmana II sa III, VIII, IX i XII tretmanom. Razlike nisu utvrđene ni između tretmana XII sa tretmanima V, VI, VI, VIII i IX. Pb u listu najviše ima primenjivanjem tretmana X (1,03 ppm).

Tabela 47c. Sadržaj olova u listu (ppm) u fazi formiranja semena posmatrano kroz XII primenjenih tretmana

Tretmani		
I	0,0005± 0,0001	a
II	0,1650± 0,0699	be
III	0,2234± 0,0029	b
IV	0,6936± 0,1144	c
V	0,0004± 0,0001	a
VI	0,0002± 0,0003	a
VII	0,0005± 0,0001	a
VIII	0,1115± 0,0062	be
IX	0,1008± 0,0020	be
X	1,0256± 0,0408	d
XI	0,7222± 0,0740	c
XII	0,0897± 0,0022	ae
*vrednosti nivoa faktora označenih istim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,05		

Tabela 47d. Sadržaj olova u semenu (ppm) u fazi formiranja semena

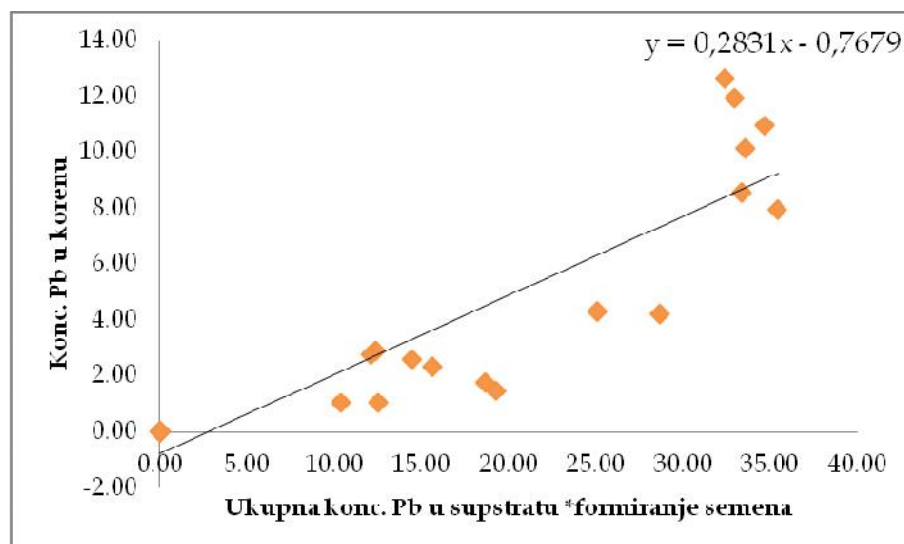
Tretmani		
I	0,0002± 0,0001	a
II	0,0715± 0,0084	b
III	0,0830± 0,0078	bf
IV	0,1384± 0,0063	cf
V	0,0004± 0,0001	a
VI	0,0003± 0,0001	ae
VII	0,0003± 0,0001	a
VIII	0,0521± 0,0112	abd
IX	0,0128± 0,0008	d
X	0,5752± 0,0692	e
XI	0,1193± 0,0062	f
XII	0,0720± 0,0077	b
*vrednosti nivoa faktora označenih istim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,05		

Sadržaj olova u semenu (tabela 47d) između primenjivanih tretmana statistički se značajno ne razlikuje između tretmana I, V, VI, VII i IX, takođe između sadržaja u tretmanu II i tretmana III, VIII i XII i između sadržaja u tretmanu III i tretmana VIII, XI i XII. Razlike nisu utvrđene ni između tretmana IV i XI, VI i X, tretman VIII sa tretmanima IX i XII. Sadržaj olova najviši je ponovo za tretman X (0,57 ppm) i u pogledu sadržaja u semenu kvinoje.

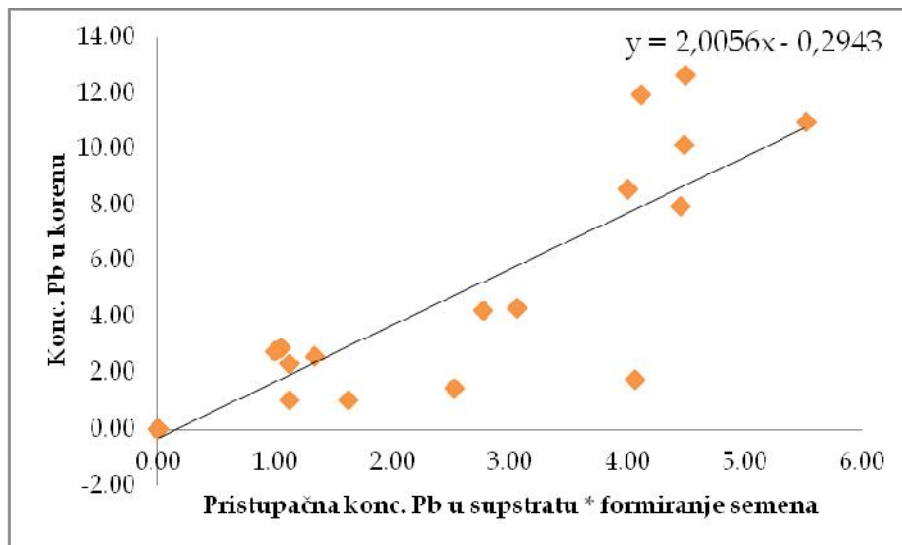
Analiza linearne korelacije predstavljena je u tabeli 48. Vrednosti koeficijenta korelacije između ukupnog sadržaja Pb u supstratu i korena ukazuje na statistički značajnu jaku pozitivnu korelaciju ($r=0,90$), slika 38, kao i vrednost koeficijenta korelacije između pristupačnog sadržaja Pb u supstratu i korena ($r=0,88$), slika 39. Srednje jaka, statistički značajna, korelacija utvrđena je između ukupnog sadržaja Pb u supstratu i semenu ($r=0,63$), slika 40, kao i između pristupačnog sadržaja Pb u supstratu i semenu ($r=0,68$), slika 41.

Tabela 48. Vrednosti koeficijenta linearne korelacije (r) sadržaja Pb u supstratu i kvinoji

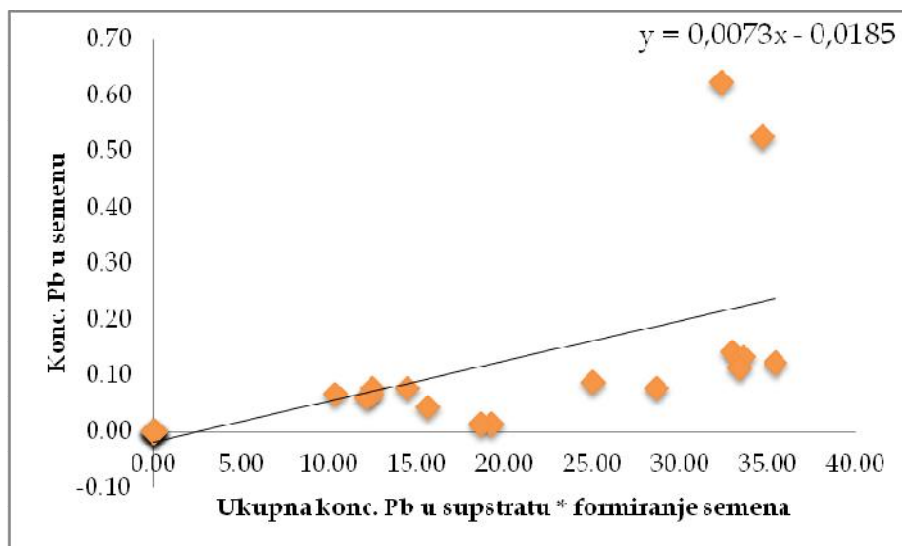
	koren	seme
ukupni	0,90**	0,63**
DTPA	0,88**	0,68**
** statistički značajna korelacija na nivou značajnosti $p<0,01$		



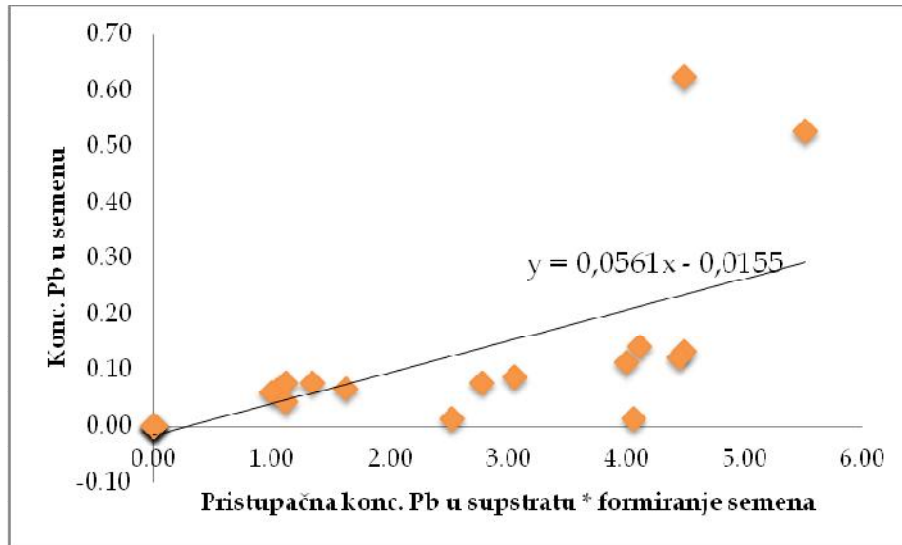
Slika 38. Odnos između ukupne konc. Pb u supstratu i korenu



Slika 39. Odnos između pristupačne konc. Pb u supstratu i korenu



Slika 40. Odnos između ukupne konc. Pb u supstratu i semenu



Slika 41. Odnos između pristupačne konc. Pb u supstratu i semenu

4.3.3.2. Sazrevanje semena

U tabeli 49a i 49b predstavljene su srednje vrednosti, mikroelemenata, u kvinoji u fazi sazrevanja semena, koji nisu pripadali primenjivanim tretmanima.

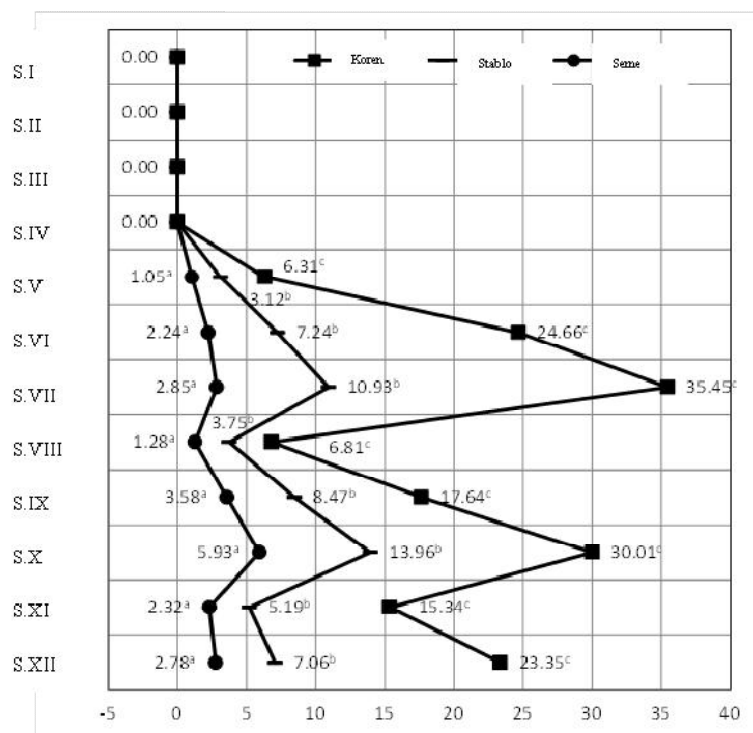
Tabela 49a. Sadržaj elemenata u fazi sazrevanja semena (tretmani I-VI)

	As	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn
Ia	0,0008	0,0079	<LD	2,1303	24,2784	10,6242	0,0011	19,9334
Ib	0,0001	0,0047	<LD	3,8999	45,3274	55,3454	0,0015	36,5709
Id	0,0002	0,0028	<LD	6,1442	60,2549	58,3761	0,0029	48,2209
IIa	0,0008	0,0112	<LD	2,3056	14,2989	9,0615	0,0010	30,7270
IIb	0,0016	0,0082	<LD	4,5763	40,5916	52,4558	0,0013	44,9436
IIId	0,0013	0,0025	<LD	6,8127	43,8611	66,6450	0,0007	55,2042
IIIa	0,0028	0,0062	<LD	2,5909	12,6375	15,4710	0,0014	17,9525
IIIb	0,0025	0,0057	<LD	3,9747	49,6619	38,8360	0,0012	31,7386
IIIId	0,0017	0,0038	<LD	5,0261	59,8127	62,5591	0,0012	52,8339
IVa	0,0026	0,0070	<LD	2,5074	23,3355	12,8753	0,0015	22,8426
IVb	0,0019	0,0053	<LD	5,1594	30,4041	58,8587	0,0035	56,5948
IVd	0,0001	0,0040	<LD	6,0606	44,1170	67,3240	0,0014	54,2858
Va	0,0030	0,0094	<LD	2,3578	9,8681	14,6423	0,0018	14,6282
Vb	0,0015	0,0068	<LD	4,4119	29,8500	60,6469	0,0015	51,9108
Vd	0,0005	0,0053	<LD	5,2252	50,8755	49,8408	0,0017	52,2046
VIa	0,0017	0,0056	<LD	2,6357	17,2586	16,1417	0,0018	15,0370
VIb	0,0002	0,0047	<LD	4,1917	33,8117	53,6966	0,0012	34,5550
VIId	0,0000	0,0073	<LD	3,8296	44,5036	64,6228	0,0014	45,1493

Tabela 49b. Sadržaj elemenata u fazi sazrevanja semena (tretmani VII-XII)

VIIa	0,0030	0,0078	<LD	2,0578	18,7083	14,5166	0,0009	18,3674
VIIb	0,0017	0,0046	<LD	3,2624	29,7178	95,1527	0,0004	33,9558
VIIId	0,0001	0,0062	<LD	5,2684	53,0366	99,5049	0,0011	54,0672
VIIIa	0,0028	0,0060	<LD	2,5943	17,5001	11,6452	0,0017	18,8669
VIIIb	0,0004	0,0076	<LD	4,0319	28,9590	57,5266	0,0010	36,3527
VIIIId	0,0001	0,0034	<LD	5,0322	42,5144	47,3572	0,0030	57,0911
IXa	0,0012	0,0051	<LD	2,4507	11,5998	14,0254	0,0017	11,2489
IXb	0,0008	0,0024	<LD	5,1446	35,5274	72,2358	0,0012	36,9178
IXd	0,0000	0,0025	<LD	5,3914	51,5730	55,7794	0,0006	45,8960
Xa	0,0026	0,0034	<LD	2,7827	19,2053	14,1485	0,0015	17,0309
Xb	0,0005	0,0029	<LD	4,5630	39,0588	53,5376	0,0015	32,2541
Xd	0,0000	0,0057	<LD	5,1121	48,2300	71,1868	0,0021	45,8046
XIa	0,0075	0,0084	<LD	2,8071	29,1888	16,6058	0,0012	14,3137
XIb	0,0039	0,0058	<LD	3,9889	28,9514	43,6710	0,0010	35,0144
XId	0,0000	0,0020	<LD	5,4993	48,1759	57,0656	0,0018	51,4450
XIIa	0,0011	0,0040	<LD	2,3084	12,9972	16,0855	0,0021	17,0828
XIIb	0,0001	0,0031	<LD	4,1016	34,0358	44,8050	0,0013	47,4331
XIIId	0,0000	0,0048	<LD	6,2369	51,4754	61,5409	0,0006	49,0821

Posmatrane vrednosti sadržaja kadmijuma u okviru ispitivanih tretmana (slika 42), u fazi sazrevanja semena, statistički se značajno razlikuju između korena, stabla i semena u okviru tretmana V, VI, VII, VIII, IX, X, XI i XII. U okviru tretmana II postoje značajne razlike između sadržaja u stablu i sadržaja u korenu i semenu, u okviru tretmana III između sadržaja u stablu i semenu, i u okviru tretmana IV u sadržaju u semenu sa sadržajem u korenu i stablu. Statistički značajne razlike nisu utvrđene u okviru tretmana I. Posmatrana bioakumulacija i translokacija Cd ukazuje da je najveći sadržaj u korenu, a najmanji u semenu.



Slika 42. Bioakumulacija i translokacija Cd u korenu i nadzemnim delovima kvinoje u fazi sazrevanja semena posmatrana kroz XII primenjivanih tretmana: I česmenska voda, II Pb koncentracije 5ppm, III Pb koncentracije 50ppm, IV Pb koncentracije 100ppm, V Cd koncentracije 5ppm, VI Cd koncentracije 50ppm, VII Cd koncentracije 100ppm, VIII Pb i Cd koncentracije 5ppm, IX Pb i Cd koncentracije 50ppm, X Pb i Cd koncentracije 100ppm, XI Pb koncentracije 100ppm + Cd koncentracije 5ppm i XII Pb koncentracije 5ppm + Cd koncentracije 100ppm.

Distribucija Cd u fazi sazrevanja semena predstavljeni su u tabelama 50a, 50b i 50c za svaki deo biljke separatno.

Sadržaj kadmijuma u korenu (tabela 50a), između primenjivanih tretmana, statistički se značajno ne razlikuje između tretmana I, II, III i IV, kao ni između tretmana V i VIII. Najviše koncentracije Cd utvrđene su za tretman VII (35,45 ppm) gde je i primenjivana najviša konc. Cd u vodi za navodnjavanje (100 ppm), a najniže u kontrolnom tretmanu i tretmanima II i III (0,0002 ppm).

Za sadržaj kadmijuma u stablu (tabela 50b), ponovo statistički značajne razlike između primenjivanih tretmana, nisu utvrđene između tretmana I, II, III i IV, kao ni

između tretmana V i VIII. Takođe, statistički se ne razlikuju tretmani VI i XII u pogledu sadržaja kadmijuma u stablu. Najviše konc. Cd utvrđene su za tretman X (13,96 ppm), a najniže za tretman III (0,0003 ppm).

Tabela 50a. Sadržaj kadmijuma u korenu (ppm) u fazi sazrevanja semena posmatrano kroz XII primenjivanih tretmana

Tretmani		
I	0,0002± 0,0000	a
II	0,0002± 0,0001	a
III	0,0002± 0,0001	a
IV	0,0043± 0,0012	a
V	6,3079± 0,4704	b
VI	24,6613± 0,6051	c
VII	35,4477± 2,2083	d
VIII	6,8103± 0,2287	b
IX	17,6386± 0,7606	e
X	30,0094± 2,4604	f
XI	15,3426± 0,9860	g
XII	23,3467± 2,6791	h
*vrednosti nivoa faktora označenih istim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,05		

Tabela 50b. Sadržaj kadmijuma u stablu (ppm) u fazi sazrevanja semena posmatrano kroz XII primenjivanih tretmana

Tretmani		
I	0,0005± 0,0006	a
II	0,0004± 0,0001	a
III	0,0003± 0,0001	a
IV	0,0023± 0,0010	a
V	3,1241± 0,4131	b
VI	7,2365± 0,2913	c
VII	10,9307± 0,3426	d
VIII	3,7467± 0,2323	b
IX	8,4666± 0,5159	e
X	13,9574± 1,7702	f
XI	5,1873± 0,2844	g
XII	7,0602± 0,1777	c
*vrednosti nivoa faktora označenih istim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,05		

Za sadržaj kadmijuma u semenu (tabela 50c) ponovo statistički značajne razlike između primenjivanih tretmana nisu utvrđene između tretmana I, II, III i IV, kao ni između tretmana V i VIII. Takođe, sadržaj kadmijuma u semenu tretmana VI, XI i XII statistički se ne razlikuju značajno, kao ni sadržaj između tretmana VII i XII. Sadržaj Cd u semenu očekivano je najniži za prva četiri primenjivana tretmana, dok je najviši sadržaj utvrđen za tretman X (5,93 ppm).

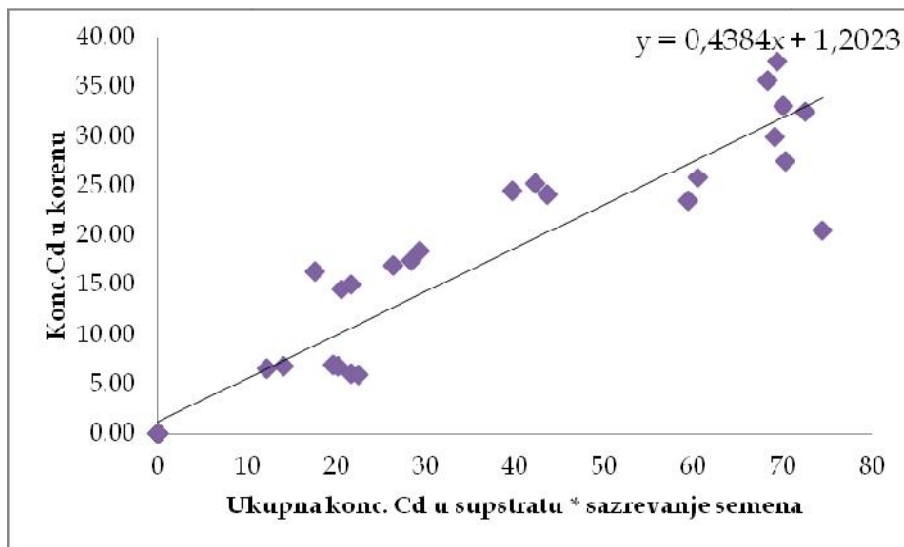
Tabela 50c. Sadržaj kadmijuma u semenu *sazrevanje semena* (ppm)

Tretmani		
I	0,0004± 0,0007	a
II	0,0001± 0,0001	a
III	0,0000± 0,0001	a
IV	0,0003± 0,0006	a
V	1,0513± 0,0897	b
VI	2,2444± 0,6312	cg
VII	2,8530± 0,2565	dg
VIII	1,2838± 0,1492	b
IX	3,5823± 0,5195	e
X	5,9276± 0,4526	f
XI	2,3241± 0,3030	g
XII	2,7809± 0,5162	cdg
vrednosti nivoa faktora označenih istim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,05		

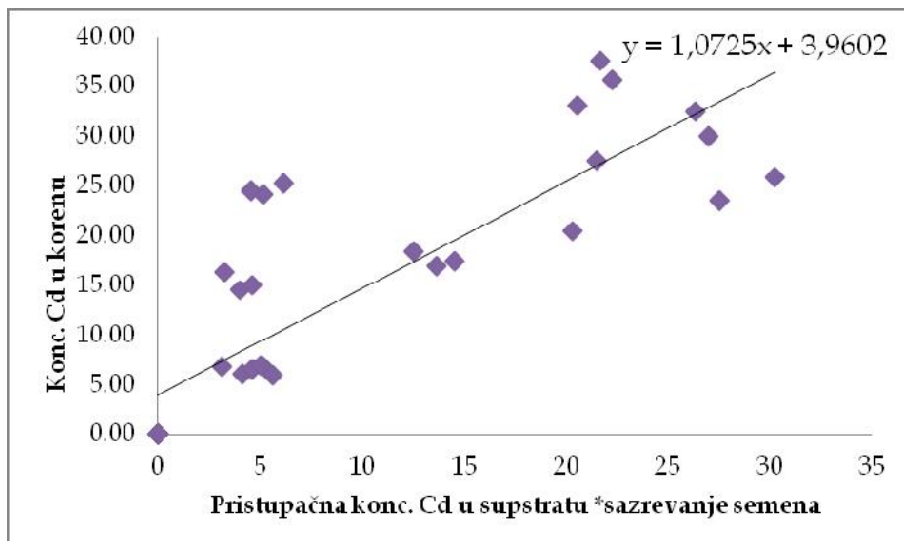
Analiza linearne korelacije predstavljena je u tabeli 51. Vrednosti koeficijenta korelacije između ukupnog sadržaja Cd u supstratu i korena u fazi sazrevanja semena ukazuje na statistički značajnu jaku pozitivnu korelaciju ($r=0,95$), slika 43, kao i vrednost koeficijenta korelacije između pristupačnog sadržaja Cd u supstratu i korena ($r=0,85$), slika 44. Takođe, statistički značajna jaka pozitivna korelacija utvrđena je između ukupnog sadržaja Cd u supstratu i semenu ($r=0,83$), slika 45, kao i između pristupačnog sadržaja Cd u supstratu i semenu ($r=0,83$), slika 46.

Tabela 51. Vrednosti koeficijenta linearne korelacije (r) sadržaja Cd u supstratu i kvinoji

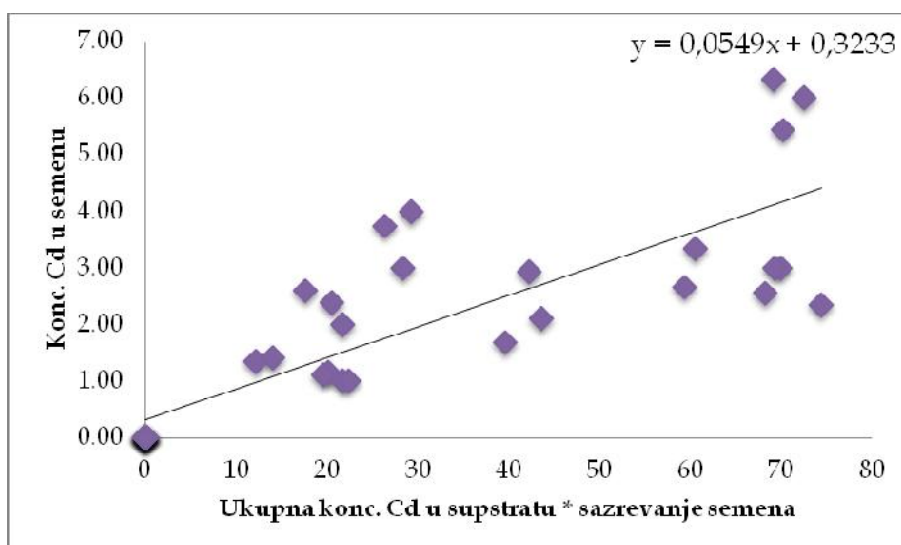
	koren	seme
ukupni	0,95**	0,83**
DTPA	0,85**	0,83**
** statistički značajna korelacija na nivou značajnosti p<0,01		



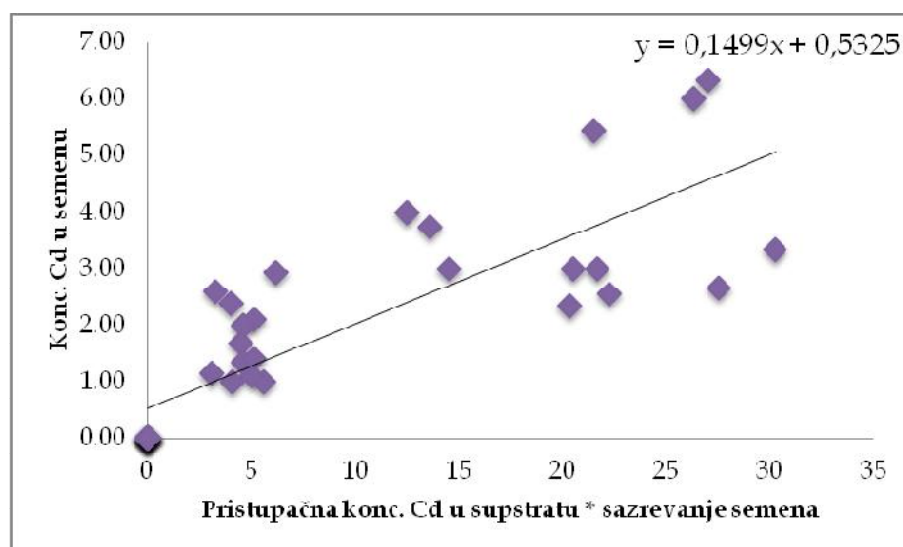
Slika 43. Odnos između ukupne konc. Cd u supstratu i korenu



Slika 44. Odnos između pristupačne konc. Cd u supstratu i korenu

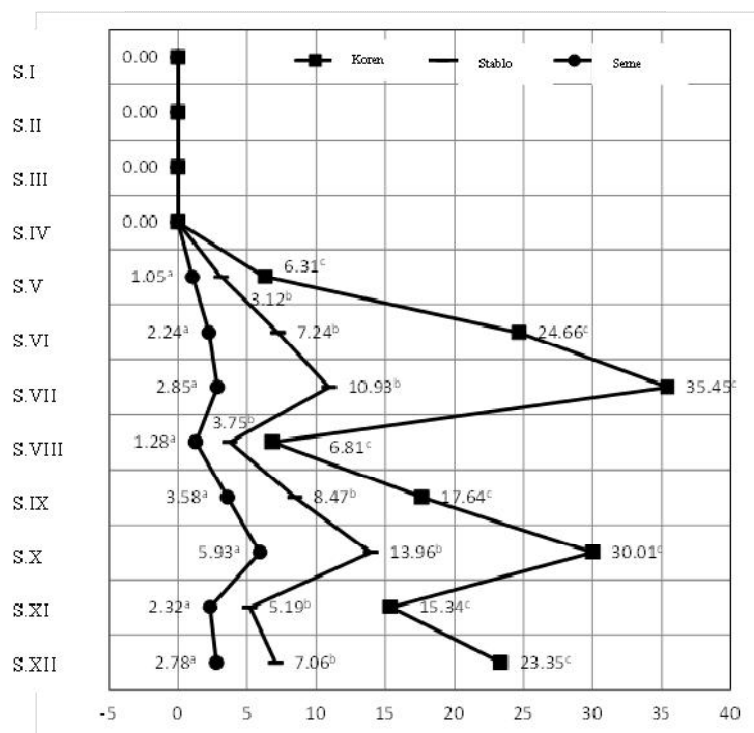


Slika 45. Odnos između ukupne konc. Cd u supstratu i semenu



Slika 46. Odnos između pristupačne konc. Cd u supstratu i semenu

Posmatrane vrednosti sadržaja olova u okviru ispitivanih tretmana (slika 47), u fazi sazrevanja semena, statistički se značajno razlikuju između korena, stabla i semena u okviru tretmana III, IV i IX. Sadržaj u korenu statistički se značajno razlikuje od sadržaja u stablu i semenu u okviru tretmana II, VIII, X, XI i XII. Statistički značajne razlike nisu utvrđene u okviru tretmana I, V, VI i VII. Utvrđene konc. Pb, kao i u fazi formiranja semena, najviše su u korenu, dok su u semenu najniže.



Slika 47. Bioakumulacija i translokacija Pb u korenu i nadzemnim delovima kvinoje u fazi sazrevanja semena posmatrana kroz XII primenjivanih tretmana: I česmenska voda, II Pb koncentracije 5ppm, III Pb koncentracije 50ppm, IV Pb koncentracije 100ppm, V Cd koncentracije 5ppm, VI Cd koncentracije 50ppm, VII Cd koncentracije 100ppm, VIII Pb i Cd koncentracije 5ppm, IX Pb i Cd koncentracije 50ppm, X Pb i Cd koncentracije 100ppm, XI Pb koncentracije 100ppm + Cd koncentracije 5ppm i XII Pb koncentracije 5ppm + Cd koncentracije 100ppm.

Distribucija Pb u fazi sazrevanja semena predstavljani su u tabelama 52a, 52b i 52c za svaki deo biljke separatno.

Sadržaj olova u korenu (tabela 52a), između primenjenih tretmana, statistički se značajno ne razlikuje između tretmana I, V, VI i VII, kao ni između tretmana II, VIII i IX. Takođe, statistički značajne razlike nisu pronađene između tretmana VI i X, VIII i XIII, IX i XII. Najniže koncentracije utvrđene su za tretmane V, VI i VII, a najviša koncentracija primećena je za tretman IV (21,82 ppm), gde je i primenjena najviša konc. Pb u vodi za navodnjavanje (100 ppm).

Tabela 52a. Sadržaj olova u korenu (ppm) u fazi sazrevanja semena posmatrano kroz XII primenjivanih tretmana

Tretmani		
I	0,0003± 0,0005	a
II	1,3653± 0,2165	be
III	7,0029± 0,2322	c
IV	21,8176± 1,4022	d
V	0,0000± 0,0001	a
VI	0,0001± 0,0002	af
VII	0,0001± 0,0001	a
VIII	1,9740± 0,0605	e
IX	1,6264± 0,0789	e
X	13,7628± 1,3502	f
XI	31,7855± 1,6312	g
XII	2,8544± 0,7718	eh
vrednosti nivoa faktora označenih istim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,05		

Tabela 52b. Sadržaj olova u stablu (ppm) u fazi sazrevanja semena posmatrano kroz XII primenjivanih tretmana

Tretmani		
I	0,0005± 0,0004	a
II	0,0328± 0,0513	a
III	1,9617± 0,2163	b
IV	2,9236± 0,1452	c
V	0,0001± 0,0001	a
VI	0,0000± 0,0001	a
VII	0,0001± 0,0001	ag
VIII	0,0791± 0,0686	adfh
IX	1,0206± 0,0302	e
X	0,0009± 0,0002	afh
XI	0,4445± 0,0510	g
XII	0,0012± 0,0004	ah
vrednosti nivoa faktora označenih istim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,05		

Sadržaj olova u stablu (tabela 52b), između primenjenih tretmana, statistički se značajno ne razlikuje između tretmana I, II, V, VI, VII, VIII, X i XII, kao ni između tretmana VII i XI. Sadržaj olova u stablu u fazi sazrevanja semena je nizak u odnosu na sadržaj u korenu, sa najvišim sadržajem za tretman IV (2,92 ppm).

Statistički značajne razlike u pogledu sadržaja olova u semenu (tabela 52c), u fazi sazrevanja semena, postoje samo između sadržaja u tretmanu XI sa sadržajem pri ostalim primenjivnim tretmanima. Najviša koncentracija u semenu utvrđena je za tretman XI (0,0017 ppm).

Tabela 52c. Sadržaj olova u semenu (ppm) u fazi sazrevanja semena posmatrano kroz XII primenjivanih tretmana

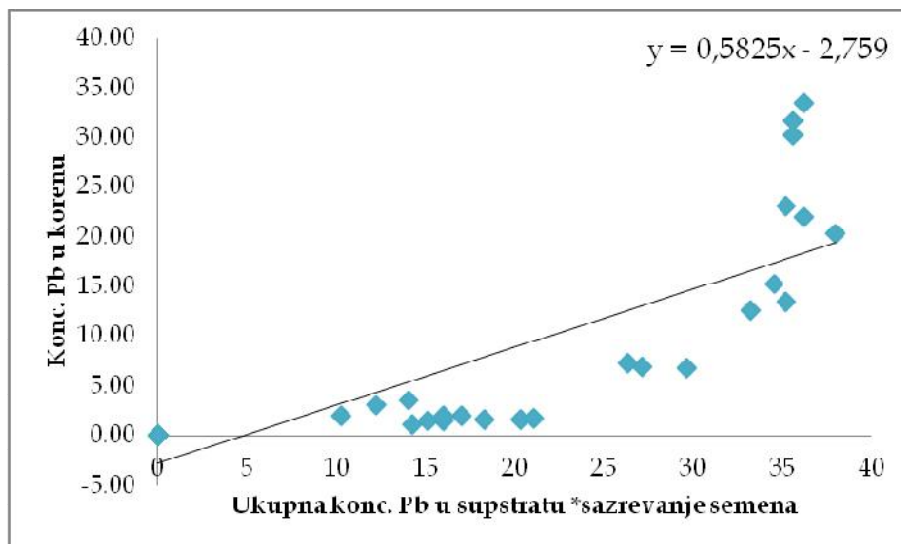
Tretmani		
I	0,0000± 0,0001	a
II	0,0000± 0,0001	a
III	0,0001± 0,0001	a
IV	0,0001± 0,0002	a
V	0,0000± 0,0001	a
VI	0,0000± 0,0001	a
VII	0,0000± 0,0001	ab
VIII	0,0000± 0,0001	a
IX	0,0000± 0,0001	a
X	0,0001± 0,0002	a
XI	0,0017± 0,0008	b
XII	0,0001± 0,0001	a
vrednosti nivoa faktora označenih istim slovom se ne razlikuju na nivou značajnosti P < 0,05		

Analiza linearne korelacije predstavljena je u tabeli 53. Vrednosti koeficijenta korelacije između ukupnog sadržaja Pb u supstratu i u korenu u fazi sazrevanja semena ukazuje na statistički značajnu jaku pozitivnu korelaciju ($r=0,82$), slika 48, kao i vrednost koeficijenta korelacije između pristupačnog sadržaja Pb u supstratu i u korenu ($r=0,88$), slika 49. Međutim, statistički značajna slaba pozitivna korelacija utvrđena je između ukupnog sadržaja Pb u supstratu i semenu ($r=0,42$), slika 50, kao i između pristupačnog sadržaja Pb u supstratu i semenu ($r=0,57$), slika 51.

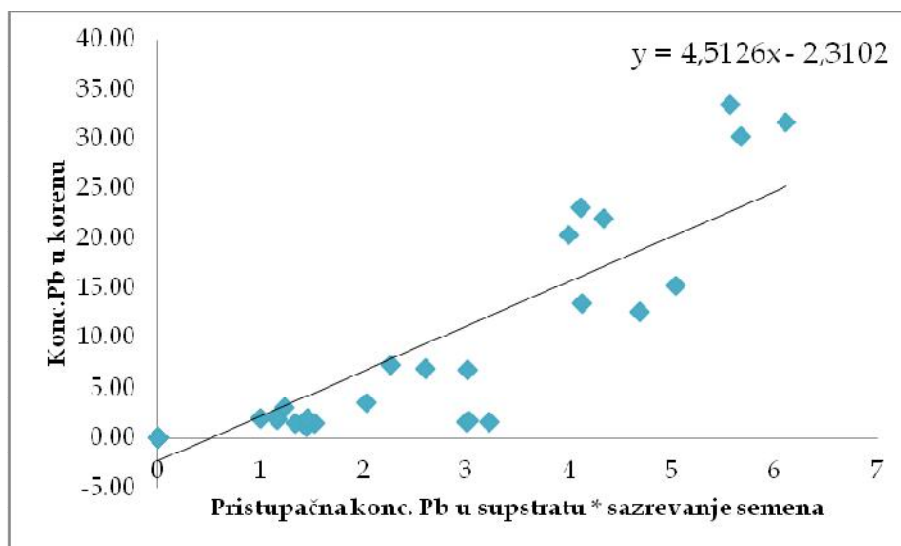
Tabela 53. Vrednosti koeficijenta linearne korelacije (r) sadržaja Pb u supstratu i kvinoji

	koren	seme
ukupni	0,82**	0,42*
DTPA	0,88**	0,57**

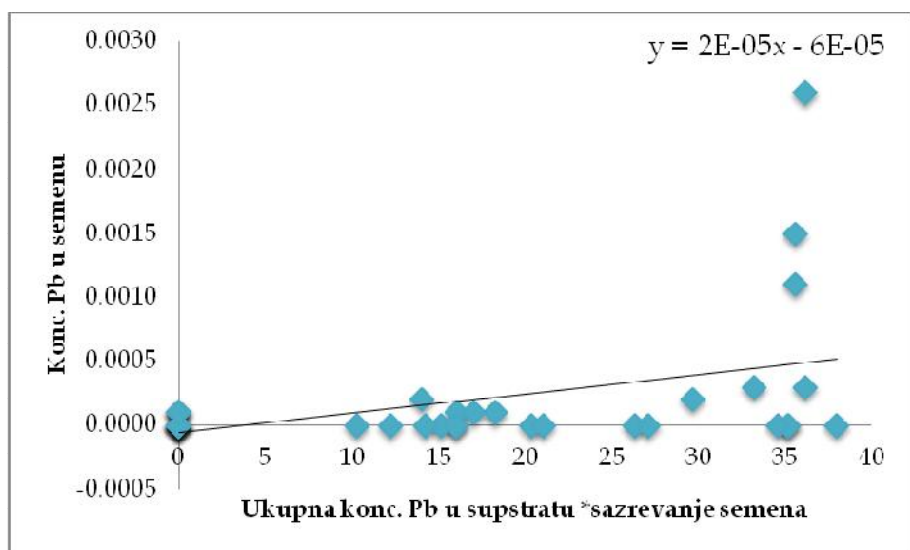
* statistički značajna korelacija na nivou značajnosti p<0,05
 ** statistički značajna korelacija na nivou značajnosti p<0,01



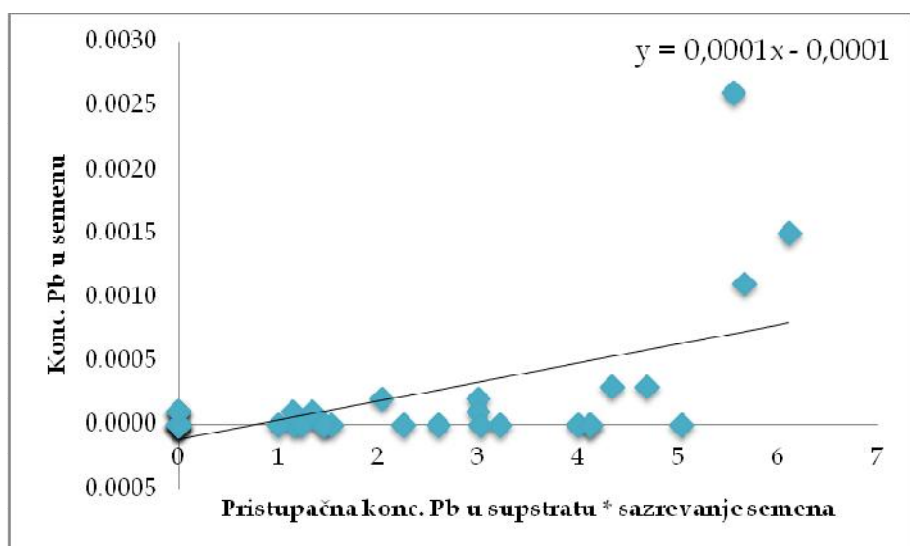
Slika 48. Odnos između ukupne konc. Pb u supstratu i korenu



Slika 49. Odnos između pristupačne konc. Pb u supstratu i korenu



Slika 50. Odnos između ukupne konc. Pb u supstratu i semenu



Slika 51. Odnos između pristupačne konc. Pb u supstratu i semenu

Istraživanja koja su obuhvatala ispitivanje sadržaja As, Cd, Pb, Cu i Mn u šargarepi, cvekli i kvinoji gajenih na kontaminiranim zemljištima Čilea ukazala su da je najviši sadržaj Cd kao i neorganskog As bio u kvinoji. Međutim, nakon ispitivanja biopristupačnosti As tokom *in vitro* gastrointestinalnog varenja autori su zaključili da je pristupačnost As iz kvinoje samo 40%, u odnosu na druge ispitivane kulture gde je pristupačnost As 100% (Pizarro et al., 2016).

4.4.4. Bioakumulacija kadmijuma i olova

Efikasnost bioakumulacije kadmijuma i olova, u okviru oglada u kontrolisanim uslovima, predstavljena je kroz vrednosti bioakumulacionog faktora.

Potencijalno toksični elementi nisu podložni biodegradaciji, perzistentni su u životnoj sredini, biljke ih mogu usvajati iz zemljišta i akumulirati u jestive delove, na taj način metali mogu dospeti u lanac ishrane stvarajući rizik po zdravlje ljudi (Bolan et al., 2014; Boularbah et al., 2006; Gall et al., 2015; Gratao et al., 2005; Khan et al., 2008; Rajkumar et al., 2009; Türkdoğan et al., 2003; Wang et al., 2011).

Akumulacija potencijalno toksičnih elemenata zavisi od biljne vrste. Efikasnost usvajanja procenjuje se kroz faktor koji odražava transfer metala u pravcu zemljište-biljka, odnosno bioakumulacioni faktor (Boussen, 2013; Rattan, 2005). Tako da utvrđivanjem koncentracije bioraspoloživih frakcija metala u zemljištu procenjujemo transfer i implementaciju zagađujućih materija u lanac ishrane (Chopin i Alloway, 2007; Lee et al., 2001).

Ispitivanja mogućnosti biljaka da usvajaju i akumuliraju metale u svojim organima pokazala su velika variranja, ne samo između različitih biljnih vrsta nego i između različitih sorti u okviru iste vrste (Ding et al., 2013). Primer takvih ispitivanja pokazuju istraživanja 32 hibridne sorte pirinča gajenih na zemljištu kontaminiranom metalima, rezultati su ukazali da postoje značajne razlike u akumulaciji i toleranciji olova i kadmijuma između svih ispitivanih hibrida (Zhou et al., 2015). Laporte et al (2015) pokazali su da postoje značajne razlike između 14 ispitivanih hibrida suncokreta u akumulaciji Cd i Zn u nadzemnim delovima (Laporte et al., 2015).

Ispitivanja bioakumulacije Cd, Cr, As, Pb, Hg, Cu i Zn od strane pšenice i kukuruza pokazala su da pšenica akumulira u semenu više metala nego kukuruz, što je izraženo u pogledu arsena, sa redosledom akumulacije: Zn < Pb < Cr < Cu < As < Hg < Cd (Wang et al., 2017).

Međutim, navodi se da različite biljne vrste mogu da usvajaju, transportuju i akumuliraju olovo, sa najvišim koncentracijama u korenu (Piechalak i sar, 2002; Verma i Dubey, 2003). Iz tog razloga važan iskorak ka kontroli zdravstvenog rizika u uslovima

zagađenja je razumevanje mehanizma akumulacije Pb u korenu, kao i njegove translokacije u biljci (Gao et al., 2015).

Vrednosti BAF ukupnog sadržaja kadmijuma i olova, u fazi formiranja semena, predstavljeni su u tabeli 54, i ukazuju da je apsorpcija bila srednjeg intenziteta. Ista jačina apsorpcija ustanovljena je i u ogledu u poljskim uslovima.

Tabela 54 . Bioakumulacioni faktor, BAF, za seme, ukupni sadržaj metala u supstratu u fazi formiranja semena

Tretmani	Cd	Pb
I	0,2051± 0,1179	0,1240± 0,0131
II	1,0162± 0,1198	0,2062± 0,0389
III	0,1133± 0,0058	0,1600± 0,0177
IV	1,2690± 1,0203	0,3325± 0,0427
V	0,1194± 0,0206	0,0796± 0,0021
VI	0,2907± 0,0141	0,1082± 0,0041
VII	0,3375± 0,0099	0,0838± 0,0258
VIII	0,1746± 0,0707	0,1889± 0,0567
IX	0,4009± 0,0150	0,0857± 0,0148
X	0,3055± 0,0105	0,3533± 0,0523
XI	0,1047± 0,0013	0,2411± 0,0229
XII	0,3056± 0,0311	0,0929± 0,0121

Posmatrajući vrednosti BAF pristupačnog sadržaja kadmijuma i olova, takođe u fazi formiranja semena, zapaža se jaka akumulacija (tabela 55). Najviša vrednost je BAF za kadmijum određena je za tretman VII (5,27), a za olovo u tretmanu IV (2,58). Ova zapažanja su ponovo u skladu sa ogledom u poljskim uslovima.

Tabela 55. Bioakumulacioni faktor, BAF, pristupačni sadržaj metala u supstratu u fazi formiranja semena

Tretmani	Cd	Pb
I	1,4783± 0,6629	0,4524± 0,1684
II	1,2655± 0,1132	2,3467± 0,5874
III	0,9801± 0,2859	1,4677± 0,0781
IV	3,4650± 0,7923	2,5823± 0,4548
V	2,1367± 0,7009	0,3786± 0,0303
VI	4,7768± 1,3892	0,5061± 0,0557
VII	5,2720± 0,1588	1,8333± 0,2357
VIII	1,5805± 0,0331	2,4358± 0,4949
IX	3,2999± 0,4554	0,5072± 0,0944
X	3,9770± 0,6320	2,3957± 0,5819
XI	1,2355± 0,3730	1,9671± 0,2521
XII	4,6083± 0,3353	0,7941± 0,2092

Vrednosti BAF ukupnog sadržaja kadmijuma i olova, u fazi sazrevanja semena (tabela 56), predstavljeni su u tabeli 54, ponovo se zapaža da je akumulacija bila srednjeg intenziteta.

Tabela 56 . Bioakumulacioni faktor, BAF, za seme, ukupni sadržaj metala u supstratu u fazi sazrevanja semena

Tretmani	Cd	Pb
I	0,1382± 0,0424	0,0517± 0,0896
II	0,0870± 0,0485	0,0899± 0,0104
III	0,0100± 0,0072	0,2537± 0,0227
IV	0,1473± 0,0294	0,5995± 0,0612
V	0,2965± 0,0388	0,0045± 0,0078
VI	0,5905± 0,0343	0,0179± 0,0309
VII	0,5124± 0,0351	0,0085± 0,0148
VIII	0,4628± 0,0952	0,1208± 0,0039
IX	0,6310± 0,0160	0,0819± 0,0030
X	0,4245± 0,0288	0,4006± 0,0345
XI	0,7787± 0,1341	0,8867± 0,0379
XII	0,3671± 0,0804	0,2317± 0,0313

Bioakumulacija posmatrana u odnosu na pristupačan sadržaj kadmijuma i olova, u fazi sazrevanja semena, predstavljana je u tabeli 57. Vrednosti ukazuju uglavnom na

jak intenzitet akumulacije, najviša vrednost za kadmijum je za tretman VI (4,75), a za olovo za tretman XI (5,51).

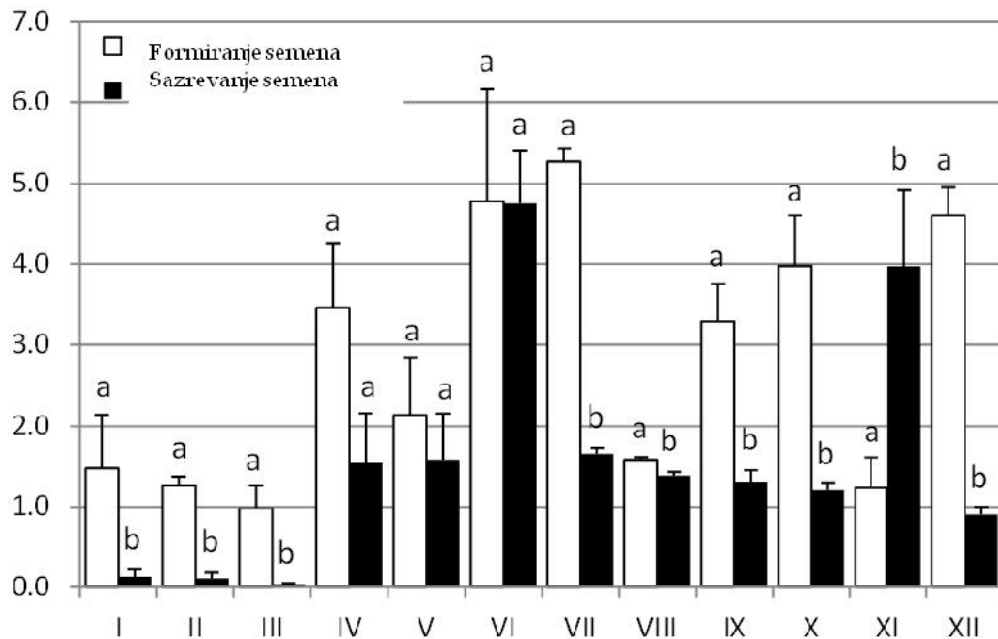
Tabela 57. Bioakumulacioni faktor, BAF, za seme, pristupačni sadržaj metala u supstratu u fazi sazrevanja semena

	Cd	Pb
I	0,1358± 0,1001	0,1111± 0,1925
II	0,1166± 0,0740	0,9558± 0,1750
III	0,0491± 0,0129	2,7174± 0,4768
IV	1,5431± 0,6143	5,2618± 0,3080
V	1,5812± 0,5743	0,0208± 0,0361
VI	4,7507± 0,6567	0,0714± 0,1237
VII	1,6497± 0,0732	0,0196± 0,0340
VIII	1,3912± 0,0446	1,8065± 0,1856
IX	1,3077± 0,1470	0,5284± 0,0334
X	1,2079± 0,0874	2,9925± 0,3003
XI	3,9693± 0,9441	5,5115± 0,4492
XII	0,9080± 0,0900	1,8628± 0,5633

Rezultati su u skladu sa ispitivanjem pšenice (*Triticum aestivum*) gajene na kontaminiranom zemljištu u blizini rudnika koja sadrže visoke koncentracije Pb (17,23 ppm) i Cd (42 ppm), gde su rezultati ukazali na visoku akumulaciju ovih elemenata u korenu biljke (Boussen et al., 2013). Takođe, ista ispitivanja ukazala su da je bioakumulacioni faktor nižih vrednosti na mestima gde je i niža kontaminacija zemljišta metalima, odnosno da je akumulacija zavisila od visine koncentracije u zemljištu.

Slična istraživanja pokazala su najniže vrednosti metala u semenu, kao i nizak translokacioni faktor (Bose i Bhattacharyya, 2008) i takođe neravnomernu distribuciju metala u biljci, koren > list > stablo > seme (Al-Othman et al., 2012). Imobilizacija metala u biljnim ćelijama korena smatra se jednom od strategija izbegavanja stresa (Malar, 2014).

Slika 52 pokazuje odnos bioakumulacije pristupačnog sadržaja kadmijuma u supstratu između faze formiranja i sazrevanja semena, u fazi formiranja semena primećuje se jača akumulacija izuzev za tretman VI.



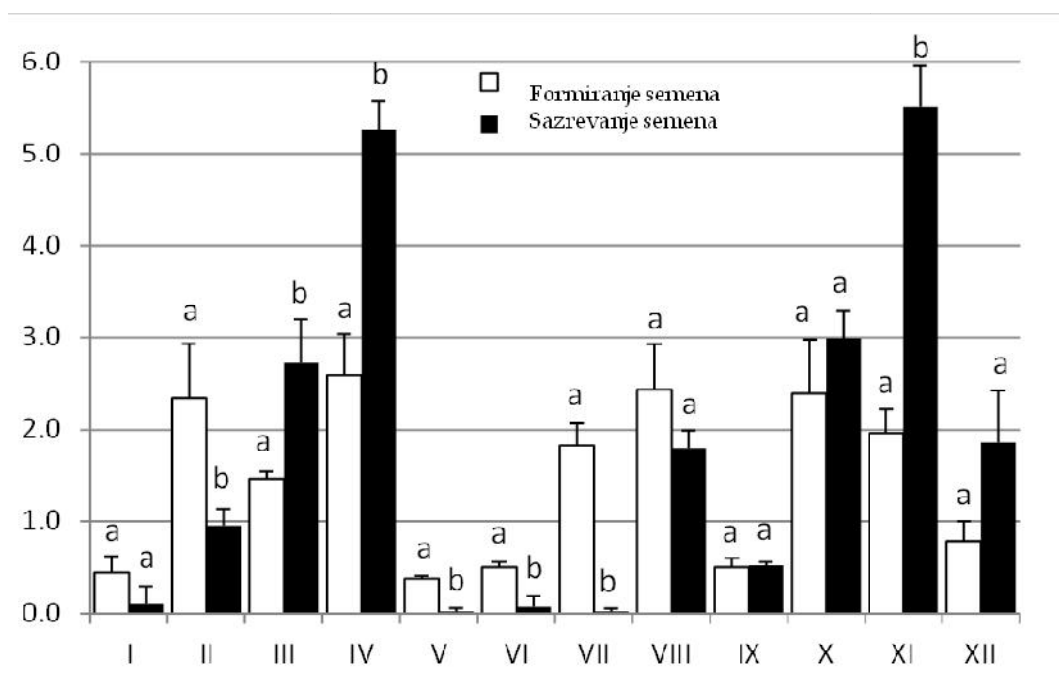
Slika 52. BAF pristupačnog sadržaja Cd u fazi formiranja i sazrevanja semena. Tretmani: I česemska voda, II Pb koncentracije 5ppm, III Pb koncentracije 50ppm, IV Pb koncentracije 100ppm, V Cd koncentracije 5ppm, VI Cd koncentracije 50ppm, VII Cd koncentracije 100ppm, VIII Pb i Cd koncentracije 5ppm, IX Pb i Cd koncentracije 50ppm, X Pb i Cd koncentracije 100ppm, XI Pb koncentracije 100ppm + Cd koncentracije 5ppm i XII Pb koncentracije 5ppm + Cd koncentracije 100ppm.

Statistička značajnost predstavljena je različitim slovima ($p < 0,05$)

Bioakumulacija Cd i Pb ispitivana su za dve sorte graška (Puga et al., 2015), utvrđeno je da je jedna sorta usvojila znatne količine metala, naročito kadmijuma, u korenu i nadzemnom delu, a druga sorta visoke koncentracije metala zadržala je u korenu, sa oskudnom translokacijom Pb ka nadzemnim delovima (4%).

Distribucija Cd, Pb i Cr u pšenici gajenoj na zemljištu kontaminiranom usled dugoročnog navodnjavanja otpadnim vodama pokazala je trend: koren > stablo > list > seme. Visoke koncentracije Cd, Cr, Pb i As u korenu ukazuju da je koren imao visok stepen akumulacije i da je predstavljao vrstu barijere (Meng et al., 2016).

Slika 53 pokazuje odnos bioakumulacije pristupačnog sadržaja olova u supstratu između faze formiranja i sazrevanja semena, u fazi sazrevanja semena primećuje se jača akumulacija kod tretmana III, IV i XI.



Slika 53. BAF pristupačnog sadržaja Pb u fazi formiranja i sazrevanja semena. Tretmani: I česmenska voda, II Pb koncentracije 5ppm, III Pb koncentracije 50ppm, IV Pb koncentracije 100ppm, V Cd koncentracije 5ppm, VI Cd koncentracije 50ppm, VII Cd koncentracije 100ppm, VIII Pb i Cd koncentracije 5ppm, IX Pb i Cd koncentracije 50ppm, X Pb i Cd koncentracije 100ppm, XI Pb koncentracije 100ppm + Cd koncentracije 5ppm i XII Pb koncentracije 5ppm + Cd koncentracije 100ppm.

Statistička značajnost predstavljena je različitim slovima ($p < 0,05$)

Niske vrednosti translokacionog faktora ukazuju na minimalnu implementaciju metala u lanac ishrane, odnosno na nizak nivo rizika za primarne potrošače (Karami et al., 2011). Odnosno, ako je $Tf > 1$ smatra se da je translokacija ispitivanog metala efikasna (Baker i Brooks, 1989; Zhao et al., 2007).

Vrednosti translokacionog faktora u fazi formiranja semena predstavljene su u tabeli 58. Neočekivano visoke vrednosti Tf za kontrolu i tretman II, javile su se usled male bioakumulacije Cd u korenu. Kod ostalih tretmana vrednosti Tf ukazuju na nizak nivo translokacije od korena ka semenu.

Tabela 58. Translokacioni faktor, od korena ka semenu, u fazi formiranja semena

Tretmani	Cd	Pb
I	5,6615± 0,0705	0,1964± 0,0758
II	6,3941± 0,4365	0,0263± 0,0052
III	0,4765± 0,4610	0,0194± 0,0015
IV	0,4777± 0,2228	0,0126± 0,0009
V	0,0933± 0,0115	0,7500± 0,3536
VI	0,0608± 0,0003	0,3929± 0,1515
VII	0,0495± 0,0037	0,7000± 0,4243
VIII	0,0833± 0,0171	0,0203± 0,0018
IX	0,0593± 0,0060	0,0080± 0,0017
X	0,0482± 0,0037	0,0487± 0,0010
XI	0,1128± 0,0004	0,0145± 0,0015
XII	0,0272± 0,0022	0,0684± 0,0072

Takođe, translokacioni faktor (od korena ka semenu) u fazi sazrevanja semena (tabela 59) nalazi se u vrednostima nižim od 1. Ove vrednosti ukazuju da je unutrašnji transport od korena ka semenu oskudan/ograničen, naročito vrednosti za olovo ukazuju na zanemarljiv transport. Naši rezultati ukazuju da koren predstavlja barijeru koja sprečava dalju translokaciju metala ka semenu.

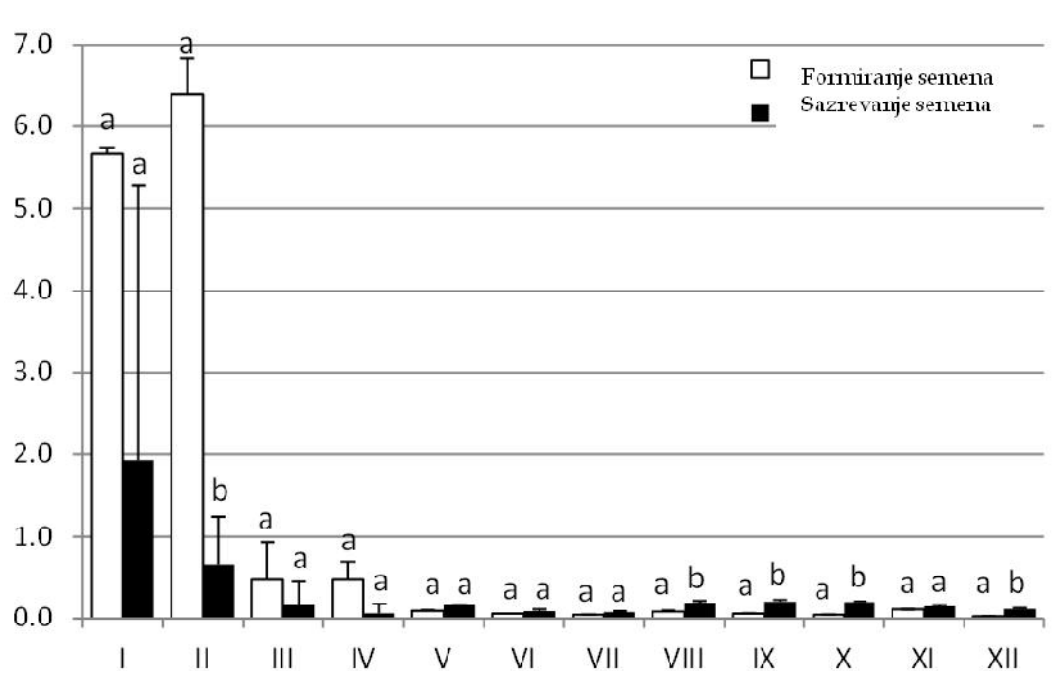
Tabela 59. Translokacioni faktor, od korena ka semenu u fazi sazrevanja semena

Tretmani	Cd	Pb
I	1,9328± 3,3477	0,000000± 0,000000
II	0,6667± 0,5774	0,000022± 0,000038
III	0,1667± 0,2887	0,000010± 0,000017
IV	0,0646± 0,1119	0,000005± 0,000008
V	0,1666± 0,0024	0,000000± 0,000000
VI	0,0907± 0,0237	0,000000± 0,000000
VII	0,0807± 0,0093	0,000000± 0,000000
VIII	0,1889± 0,0257	0,000017± 0,000029
IX	0,2030± 0,0268	0,000021± 0,000037
X	0,1979± 0,0132	0,000008± 0,000014
XI	0,1514± 0,0163	0,000054± 0,000021
XII	0,1185± 0,0092	0,000019± 0,000033

Akumulacija i translokacija pojedinih metala od strane miskantusa (*Miscanthus giganteus*) ukazala je da je ova kultura ekskluder pogodan za fitostabilizaciju, jer su visoke koncentracije metala utvrđene u korenu sa niskim stepenom translokacije u nadzemne delove biljke (Nsanganwimana et al., 2014; Pidlisnyuk et al., 2014)

Više istraživanja ustanovilo je razlike u pogledu akumulacije i translokacije Cd kod različitih sorti žitarica u prethodnoj deceniji (Hu et al., 2010; Jiang i Wang, 2007; Ramos et al., 2002). Međutim, kvinoja je do sada malo ispitivana.

Slika 54 pokazuje odnos translokacionog faktora kadmijuma između faze formiranja i sazrevanja semena. Statistički značajne razlike utvrđene su kod tretmana VIII, IX, X i XII.



Slika 54. Tf Cd u fazi formiranja i sazrevanja semena. Tretmani: I česmenska voda, II Pb koncentracije 5ppm, III Pb koncentracije 50ppm, IV Pb koncentracije 100ppm, V Cd koncentracije 5ppm, VI Cd koncentracije 50ppm, VII Cd koncentracije 100ppm, VIII Pb i Cd koncentracije 5ppm, IX Pb i Cd koncentracije 50ppm, X Pb i Cd koncentracije 100ppm, XI Pb koncentracije 100ppm + Cd koncentracije 5ppm i XII Pb koncentracije 5ppm + Cd koncentracije 100ppm.

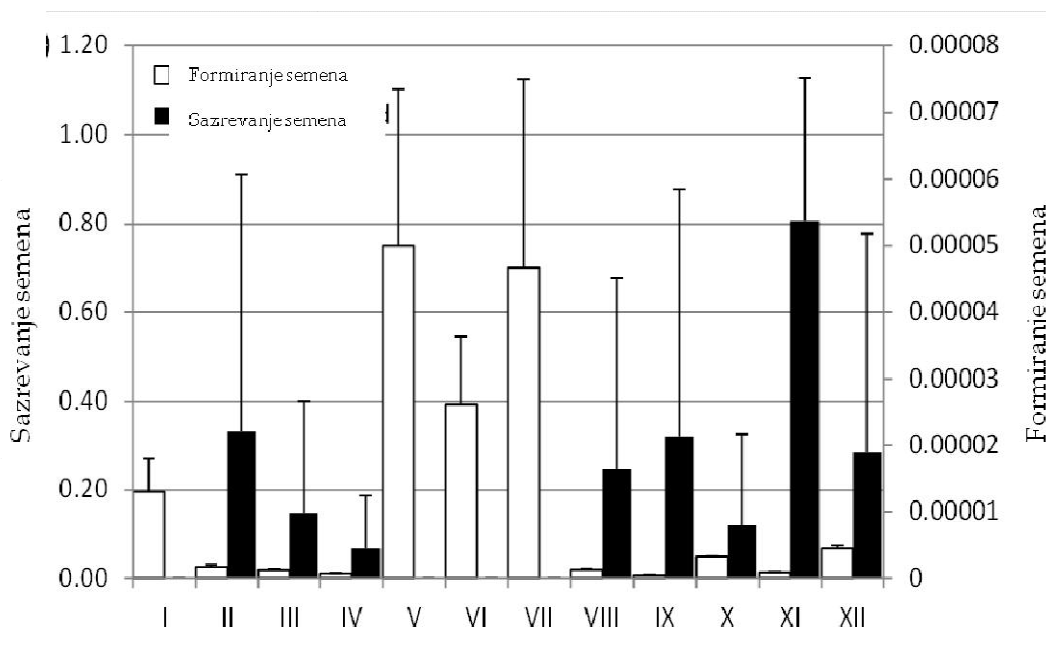
Statistička značajnost predstavljena je različitim slovima ($p < 0,05$)

Slika 55 pokazuje odnos translokacionog faktora olova između faze formiranja i sazrevanja semena. Statistički značajne razlike nisu utvrđene.

Svrstavanje biljne vrste u akumulatora, ekskludera ili indikatora određenog elementa definisano je odnosom između biljke i zemljišta. Poređenje nivoa metala u korenu i nadzemnom delu objašnjava tip odnosa (Abedi-Koupai et al., 2015). Akumulatori imaju translokacioni faktor veći od 1, dok je kod ekskludera taj odnos manji od 1 (Andraš et al., 2016; Fu et al, 2016).

Akumulatori i ekskluderi predstavljaju dva ekstrema, tj. dve krajnosti fiziološkog odgovora biljaka na stres izazvan povišenim koncentracijama toksičnih elemenata. Indikatori ukazuju na intermedijalni fiziološki odgovor biljke na takvu vrstu

stresa, koji ne mora nužno da odražava direktnu vezu između usvajanja i nivoa tolerancije na dati element (Baker, 1981).



Slika 55. Tf Pb u fazi formiranja i sazrevanja semena. Tretmani: I česmenska voda, II Pb koncentracije 5ppm, III Pb koncentracije 50ppm, IV Pb koncentracije 100ppm, V Cd koncentracije 5ppm, VI Cd koncentracije 50ppm, VII Cd koncentracije 100ppm, VIII Pb i Cd koncentracije 5ppm, IX Pb i Cd koncentracije 50ppm, X Pb i Cd koncentracije 100ppm, XI Pb koncentracije 100ppm + Cd koncentracije 5ppm i XII Pb koncentracije 5ppm + Cd koncentracije 100ppm.

Statistička značajnost predstavljena je različitim slovima ($p < 0,05$)

Kadmijum je mobilan u zemljištu i ispitivanja su pokazala da ga biljke lako usvajaju korenom i dalje distribuiraju u nadzemne delove (Sekara et al., 2005).

Ekskluderi kadmijuma su definisani kao biljne kulture koje akumuliraju kadmijum u malim količinama u njihovim jestivim delovima tako da su zdravstveno bezbedne za potrošnju, čak i kada rastu na umereno kontaminiranim zemljištima (Li et al., 2012; 2016). Ovakav koncept zasniva se na tome da je više istraživanja potvrdilo da postoji značajna razlika u akumulaciji i distribuciji metala između različitih kultura, kao i između različitih sorti iste kulture (Arivalagan et al., 2012; Galdón et al., 2008; Fernández-Ruiz et al., 2011). Inače, biljke koje su pogodne kao fitostabilizatori imaju sposobnost akumulacije potencijalno toksičnih elemenata u korenu i ograničenu

translokaciju ka nadzemnim delovima, čime se sprečava njihov transfer u lanac ishrane (Buscaroli et al., 2016; Mendez i Maier, 2008).

4.4.5. Mikrobiološki pokazatelji zdravstvene ispravnosti semena

U tabeli 60 predstavljeni su rezultati ispitivanja mikrobiološke ispravnosti semena nakon sazrevanja, dok je sadržaj mikotoksina predstavljen u tabeli 61.

Tabela 60. Mikobiološka ispitivanja semena kvinoje

Tretmani	Enterobacteriaceae (cfu/g)	Broj aerobnih kolonija (cfu/g)	Kvasci i plesni (cfu/g)
I	<10	<100	100
II	<10	<100	100
III	<10	<100	200
IV	<10	<100	200
V	<10	<100	400
VI	<10	<100	400
VII	<10	<100	500

Tabela 61. Mikotoksini u semenu kvinoje

Tretmani	Zearalenon (µg/kg)	Deoksinivalenol (µg/kg)
I	<50	<200
II	<50	<200
III	<50	<200
IV	<50	<200
V	<50	<200
VI	<50	<200
VII	<50	<200

Mikotoksini su sekundarni produkti metabolizma pojedinih vrsta filamentoznih gljiva. Istraživanja su pokazala da umeren stres metala može negativno uticati na otpornost biljaka na gljivične infekcije, čak i bez ispoljavanja toksičnog efekta na samu biljku (Stikić i Jovanović, 2012). Iz tog razloga ispitivanja ove disertacije obuhvatala su i određivanje dva mikotoksina koji se mogu naći u žitaricama.

Na osnovu rezultata laboratorijskih ispitivanja i stručnog razmatranja utvrđeno je da navedeni uzorci sa aspekta ispitivanih parametara ISPUNJAVAJU uslove propisane Zakonom o bezbednosti hrane (*Sl. Glasnik* RS 41/09).

4.4.6. Nutritivna vrednost semena

Nutritivna vrednost semena kvinoje predstavljena je kroz sadržaj proteina i masti (tabela 62).

Tabela 62. Sadržaj proteina i masti u semenu kvinoje

Tretmani	Proteini (%)	Masti (%)
I	12,44	5,34
II	11,60	5,49
III	11,79	5,18
IV	12,09	4,98
V	11,81	4,94
VI	13,04	5,28
VII	11,76	5,60

Procena nutritivne vrednosti alternativnih žita uglavnom se povezuje sa ukupnim sadržajem proteina kao važnoj grupi makromolekula (Gorinstein et al., 2002). U našim istraživanjima sadržaj proteina nalazi se u intervalu od 11,60 do 13,04 %, ovi rezultati su u skladu sa više studija u kojima je utvrđen sadržaj proteina u kvinoji od 12,1 do 14,5 % (Alvarez-Jubete et al., 2010; Mota et al., 2016). Sadržaj masti nalazi se u intervalu od 4,94 do 5,60 % i ovi rezultati su u skladu sa istraživanjem gde je u 37 uzoraka semena kvinoje utvrđen prosečan sadržaj masti od 5,7 % (Nowak et al., 2015).

5. ZAKLJUČAK

- ♣ Vrednosti ukupnog sadržaja elemenata u tragovima (As, Cd, Co, Cr, Ni, Pb i Zn) u zemljištu, ispitivanih u okviru oglada u polju, izuzev Ni, niže su od vrednosti maksimalno dozvoljenih koncentracija pripisanih za poljoprivredna zemljišta. Međutim, određivanjem koeficijenta kontaminacije (Cf), koji je veći od jedinice (izuzev Cr, Pb) ukazano je da postoji antropogeni uticaj na kvalitet zemljišta ispitivane lokacije. Srednje vrednosti Cf pokazuju srednji stepen zagađenja za As (2,48), Cd (2,25), Co(1,68) i Zn(1,38), dok vrednosti za Ni (3,72) ukazuju na znatan stepen antropogenog uticaja.
- ♣ Sveobuhvatna procena uticaja otpadnih voda za navodnjavanje, koja je korišćena direktno, bez prečišćavanja, na ispitivani kvalitet zemljišta u pogledu sadržaja elemenata u tragovima, sagleda se kroz indeks kontaminacije (PLI). Srednje vrednosti PLI (1,33-1,54) ukazuju na osetan antropogeni uticaj koji je najizraženiji u drugoj istraživačkoj godini. Druga godina je prema zvaničnim klimatskim podacima bila godina sa najnižim vrednostima za količinu padavina, stoga je i ispoljen najveći uticaj korišćenja voda za navodnjavanje koje prolaze kroz pepelište termoelektrane ispitivane lokacije na akumulaciju potencijalno toksičnih elemenata.
- ♣ Prosečni godišnji sadržaj elemenata u vodi iz kanala ukazao je na statistički značajne razlike na nivou značajnosti 0,01 za sadržaj kalcijuma, hroma i sumpora između prve i druge godine, kao i za sadržaj kadmijuma između prve i treće istraživačke godine. Na nivou značajnosti 0,05 statistički značajne razlike utvrđene su za sadržaj arsena i to između prve i druge, kao i između prve i treće posmatrane godine. Rezultati ukazuju na značajna variranja u sadržaju posmatranih elemenata tokom tri istraživačke godine.
- ♣ Procena potencijalnog rizika kroz analizu sedimenta ispitivanog kanala ukazala je na visoke vrednosti za sadržaj Ni, kao i As čiji sadržaj se nalazi znatno iznad MDK utvrđenih nacionalnom Uredbom i po tom parametru

možemo smatrati sediment izuzetno zagađenim, sa neophodnim oprezom u čuvanju radi sprečavanja rasprostiranja u životnu okolinu.

- ♣ Vrednost particionog koeficijenta ($\log K_d$) elemenata u tragovima ispitivanog kanala najniži je za sadržaj bora (0,45- 0,78), na osnovu čega se sagledava da se bor više nalazi u rastvorenoj frakciji, tako da je njegov sadržaj u vodi iz kanala iznad vrednosti pripisanih za vode koje se koriste za navodnjavanje.
- ♣ Nejednaka distribucija elemenata, koren > list > stablo > seme, zapaža se kako u poljskim uslovima tako i u ogledu u kontrolisanim uslovima. Jaka pozitivna korelacija koja je utvrđena između sadržaja kadmijuma i olova u supstratu i biljci ukazuje da bioakumulacija od strane kvinoje zavisi od koncentracije elemenata u zemljištu.
- ♣ Bioakumulacija metala od strane kvinoje, u dve posmatrane godine, ukazala je da uglavnom postoje statistički značajne razlike između kontrole i tretmana u obe godine, kao i vrednosti između tretmana za posmatrane elemente, što ponovo upućuje na zavisnost bioakumulacije od koncentracije elemenata u zemljištu.
- ♣ Rezultati su pokazali da kvinoja usvaja potencijalno toksične metale iz zemljišta sa oskudnom translokacijom ka nadzemnim delovima, naročito ka semenu.

Proizvod dobijen u uslovima stresa visokih koncentracija olova i kadmijuma zdravstveno je bezbedan, kako u hemijskom tako i u mikrobiološkom smislu, visoke nutritivne vrednosti. Rezultati ukazuju da se kontaminirane vode mogu koristiti za navodnjavanje kvinoje bez njihovog prethodnog prečišćavanja. Na osnovu prikazanih rezultata može se zaključiti da je kvinoja ekskluder za kadmijum i olovo.

6. LITERATURA

- Abdu, N., Agbenin, J. O., Buerkert, A. (2011). Phytoavailability, human risk assessment and transfer characteristics of cadmium and zinc contamination from urban gardens in Kano, Nigeria. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 91(15): 2722-2730.
- Abedi-Koupai, J., Mollaei, R., Eslamian, S. S. (2015). The effect of pumice on reduction of cadmium uptake by spinach irrigated with wastewater. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 15(4): 208-214.
- Adamo, P., Iavazzo, P., Albanese, S., Agrelli, D., De Vivo, B., Lima, A. (2014). Bioavailability and soil-to-plant transfer factors as indicators of potentially toxic element contamination in agricultural soils. *Science of The Total Environment*, 500:11-22.
- Adolf, V. I., Shabala, S., Andersen, M. N., Razzaghi, F. Jacobsen, S. E. (2012). Varietal differences of quinoa's tolerance to saline conditions. *Plant and Soil*, 357(1-2): 117-129.
- Adriano, D. C. (2001). Trace elements in terrestrial environments. Springer New York.
- Agami, R. A. Mohamed, G. F. (2013). Exogenous treatment with indole-3-acetic acid and salicylic acid alleviates cadmium toxicity in wheat seedlings. *Ecotoxicology and environmental safety*, 94:164-171.
- Akbar Jan, F., Ishaq, M., Ihsanullah, I., Asim, S.M. (2010). Multivariate statistical analysis of heavy metals pollution in industrial area and its comparison with relatively less polluted area : A case study from the City of Peshawar and district Dir Lower. *Journal of Hazardous Materials* 176:609-616.
- Alagić, S. Ć., Nujkić, M. M., Dimitrijević, M. D. (2014). Strategije biljaka u borbi protiv fitotoksičnih koncentracija metala kao ključni preduslov uspešne fitoremedijacije: Ćelijski mehanizmi, deo II. *Zaštita materijala*, 55(4):435-440.
- Alghobar, M. A., Suresha, S. (2016). Effect of Wastewater Irrigation on Growth and Yield of Rice Crop and Uptake and Accumulation of Nutrient and Heavy Metals in Soil. *Applied Ecology and Environmental Sciences*, 4(3):53-60.
- Alloway, B. J. (1995). Soil processes and the behavior of metals. Heavy metals in soils, 38-57.
- Alloway, B. J. (2013). Introduction. In Heavy metals in soils. Springer Netherlands, 3-9.

- Alonso, J., García, M. A., Pérez-López, M., Melgar, M. J. (2003). The concentrations and bioconcentration factors of copper and zinc in edible mushrooms. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 44(2):0180-0188.
- Al-Othman, Z. A., Ali, R., Al-Othman, A. M., Ali, J., Habila, M. A. (2012). Assessment of toxic metals in wheat crops grown on selected soils, irrigated by different water sources. *Arabian Journal of Chemistry*, 9(2):1555-1562.
- Al-Subu, M.M., Haddad, M., Mizyed, N., Mizyed, I. (2002). Impacts of irrigation with water containing heavy metals on soil and ground water – a simulation study. *Water, Air, and Soil Pollution* 146: 141–152.
- Alvarez-Jubete, L., Arendt, E. K., Gallagher, E. (2010). Nutritive value of pseudocereals and their increasing use as functional gluten-free ingredients. *Trends in Food Science & Technology*, 21(2):106-113.
- Alyemeni, M. N., Almohisen, I. A. (2014). Traffic and industrial activities around Riyadh cause the accumulation of heavy metals in legumes: a case study. *Saudi journal of biological sciences*, 21(2):167-172.
- Amigo, J. M., Gredilla, A., de Vallejuelo, S. F. O., de Diego, A., Madariaga, J. M. (2012). Study of parameters affecting the behaviour of trace elements in a polluted estuary. Canonical correlation analysis as a tool in environmental impact assessment. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 119:1-10.
- Andraš, P., Turisova, I., Buccheri, G., de Matos, J. M. X. Dirner, V. (2016). Comparison of heavy-metal bioaccumulation properties in Pinus sp. and Quercus sp. in selected European Cu deposits. *Web Ecology*, 16:81-87.
- Angelakis, A. N., Do Monte, M. M., Bontoux, L., Asano, T. (1999). The status of wastewater reuse practice in the Mediterranean basin: need for guidelines. *Water research*, 33(10):2201-2217.
- Arivalagan, M., Gangopadhyay, K. K., Kumar, G., Bhardwaj, R., Prasad, T. V., Sarkar, S. K., Roy, A. (2012). Variability in mineral composition of Indian eggplant (*Solanum melongena* L.) genotypes. *Journal of Food Composition and Analysis*, 26(1):173-176.
- Asano, T. (2002). Water from (waste) water—the dependable water resource (The 2001 Stockholm Water Prize Laureate Lecture). *Water science and technology*, 45(8):23-33.

- Aschale, M., Sileshi, Y., Kelly-Quinn, M., Hailu, D. (2016). Evaluation of potentially toxic element pollution in the benthic sediments of the water bodies of the city of Addis Ababa, Ethiopia. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 4(4):4173-4183.
- Ashraf, U., Tang, X. (2017). Yield and quality responses, plant metabolism and metal distribution pattern in aromatic rice under lead (Pb) toxicity. *Chemosphere*, 176:141-155.
- Ayers, R. S., Westcot, D. W. (1985). Water quality for agriculture (Vol. 29). Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Baeyens, W., Elskens, M., Gillain, G., Goeyens, L. (1998). Biogeochemical behaviour of Cd, Cu, Pb and Zn in the Scheldt estuary during the period 1981–1983. In Trace Metals in the Westerschelde Estuary: A Case-Study of a Polluted, Partially Anoxic Estuary (pp. 15-44). Springer Netherlands.
- Baker, A. J. M. (1981). Accumulators and excluders-strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal of plant nutrition*, 3(1-4):643-654.
- Baker, A. J. M., Brooks, R. R. (1989). Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements: a review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery* 1: 81–126.
- Baker, A. J. M., McGrath, S. P., Sidoli, C. M. D., Reeves, R. D. (1994). The possibility of in situ heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal-accumulating plants. *Resources, Conservation and Recycling*, 11(1-4):41-49.
- Bech, J., Roca, N., Tume, P., Ramos-Miras, J., Gil, C., Boluda, R. (2016). Screening for new accumulator plants in potential hazards elements polluted soil surrounding Peruvian mine tailings. *Catena*, 136:66-73.
- Beckett, R., Le, N. P. (1990). The role of organic matter and ionic composition in determining the surface charge of suspended particles in natural waters. *Colloids and Surfaces*, 44:35-49.
- Bertero, H. D. (2001). Quinoa (*Chenopodium quinoa*, Chenopodiaceae) puede llegar a ser un cultivo importante para la agricultura Argentina [Quinoa (*Chenopodium quinoa*) could become an important crop for Argentinian agriculture]. *Bol. Soc. Argent. Bot*, 36(304):309-314.
- Bertero, H. D., De la Vega, A. J., Correa, G., Jacobsen, S. E., Mujica, A. (2004). Genotype and genotype-by-environment interaction effects for grain yield and grain size of

- quinoa (*Chenopodium quinoa* Willd.) as revealed by pattern analysis of international multi-environment trials. *Field Crops Research*, 89(2):299-318.
- Bhargava, A., Carmona, F. F., Bhargava, M., Srivastava, S. (2012). Approaches for enhanced phytoextraction of heavy metals. *Journal of environmental management*, 105:103-120.
- Bhargava, A., Shukla, S., Ohri, D. (2006). *Chenopodium quinoa*—an Indian perspective. *Industrial crops and products*, 23(1):73-87.
- Bhargava, A., Shukla, S., Ohri, D. (2006). Karyotypic studies on some cultivated and wild species of *Chenopodium* (Chenopodiaceae). *Genetic Resources and Crop Evolution*, 53(7):1309-1320.
- Bhargava, A., Shukla, S., Srivastava, J., Singh, N., Ohri, D. (2008). Genetic diversity for mineral accumulation in the foliage of *Chenopodium* spp. *Scientia horticultrae*, 118(4):338-346.
- Bhuiyan, M. A., Parvez, L., Islam, M. A., Dampare, S. B., Suzuki, S. (2010). Heavy metal pollution of coal mine-affected agricultural soils in the northern part of Bangladesh. *Journal of hazardous materials*, 173(1):384-392.
- Bi, X., Ren, L., Gong, M., He, Y., Wang, L., Ma, Z. (2010). Transfer of cadmium and lead from soil to mangoes in an uncontaminated area, Hainan Island, China. *Geoderma*, 155(1):115-120.
- Bidar, G., Pruvot, C., Garçon, G., Verdin, A., Shirali, P., Douay, F. (2009). Seasonal and annual variations of metal uptake, bioaccumulation, and toxicity in *Trifolium repens* and *Lolium perenne* growing in a heavy metal-contaminated field. *Environmental Science and Pollution Research*, 16(1):42-53.
- Bioversity International, FAO, PROINPA, INIAF and IFAD. (2013). Descriptors for quinoa (*Chenopodium quinoa* Willd.) and wild relatives. Bioversity International, Rome, Italy; Fundación PROINPA, La Paz, Bolivia; Instituto Nacional de Innovación Agropecuaria y Forestal, La Paz, Bolivia; International Fund for Agricultural Development, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy
- Bleyle, D. W. R. (1989). IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Overall Evaluations of Carcinogenicity: An Updating of IARC

- Monographs vol. 1 to 42. Supplement 7. 440 Seiten. International Agency for Research on Cancer, Lyon 1987. Preis: 65,-s. Fr. Food/Nahrung, 33(5):462-462.
- Bogdanović, D., Ubavić, M., Hadžić, V. (1997). Teški metali u zemljištu. U: Teški metali u životnoj sredini (Kastori, R. ed.), Poljoprivredni fakultet, Institut za ratarstvo i povrtarstvo, Novi Sad, 95-153.
- Bolan, N., Kunhikrishnan, A., Thangarajan, R., Kumpiene, J., Park, J., Makino, T., Kirkham, M. B. Scheckel, K. (2014). Remediation of heavy metal (loid) s contaminated soils— to mobilize or to immobilize? *Journal of Hazardous Materials*, 266:141-166.
- Bonanno, G. (2011). Trace element accumulation and distribution in the organs of *Phragmites australis* (common reed) and biomonitoring applications. *Ecotoxicology and environmental safety*, 74(4):1057-1064.
- Bonanno, G. (2013). Comparative performance of trace element bioaccumulation and biomonitoring in the plant species *Typha domingensis*, *Phragmites australis* and *Arundo donax*. *Ecotoxicology and environmental safety*, 97:124-130.
- Bonanno, G., Borg, J. A., Di Martino, V. (2017). Levels of heavy metals in wetland and marine vascular plants and their biomonitoring potential: A comparative assessment. *Science of the Total Environment*, 576:796-806.
- Bonifacio, A., Jarvis, D., Mar, I., Sears, L. (2006). Frost and hail tolerance in quinoa crop and traditional knowledge to handle those adverse factors. In Enhancing the use of crop genetic diversity to manage abiotic stress in agricultural production systems. Proceedings of a workshop, Budapest, Hungary, 23-27 May, 2005. (pp. 68-71). International Plant Genetic Resources Institute (IPGRI).
- Bose, S., Bhattacharyya, A. K. (2008). Heavy metal accumulation in wheat plant grown in soil amended with industrial sludge. *Chemosphere*, 70(7):1264-1272.
- Bošnjak, Đ. ur.(1997) Metode istraživanja i određivanja fizičkih svojstava zemljišta. Novi Sad: Jugoslovensko društvo za proučavanje zemljišta/JDPZ, Priručnik za ispitivanje zemljišta.
- Bothe, H. (2011). Plants in heavy metal soils. In Detoxification of heavy metals (pp. 35-57). Springer Berlin Heidelberg.
- Bouaroudj, S., Menad, A., Bounamous, A., Ali-Khodja, H., Gherib, A., Weigel, D. E., Chenchouni, H. (2019). Assessment of water quality at the largest dam in Algeria

- (Beni Haroun Dam) and effects of irrigation on soil characteristics of agricultural lands. *Chemosphere*, 219:76-88.
- Boularbah, A., Schwartz, C., Bitton, G., Aboudrar, W., Ouhammou, A., Morel, J. L. (2006). Heavy metal contamination from mining sites in South Morocco: 2. Assessment of metal accumulation and toxicity in plants. *Chemosphere*, 63(5): 811-817.
- Boussen, S., Soubrand, M., Bril, H., Ouerfelli, K., Abdeljaouad, S. (2013). Transfer of lead, zinc and cadmium from mine tailings to wheat (*Triticum aestivum*) in carbonated Mediterranean (Northern Tunisia) soils. *Geoderma*, 192:227-236.
- Brady, K., Ho, C. T., Rosen, R. T., Sang, S., Karwe, M. V. (2007). Effects of processing on the nutraceutical profile of quinoa. *Food Chemistry*, 100(3): 1209-1216.
- Braslavsky, S. E. (2007). Glossary of terms used in photochemistry, (IUPAC Recommendations 2006). *Pure and Applied Chemistry*, 79(3):293-465.
- Buscaroli, A., Zannoni, D., Menichetti, M., Dinelli, E. (2016). Assessment of metal accumulation capacity of *Dittrichia viscosa* (L.) Greuter in two different Italian mine areas for contaminated soils remediation. *Journal of Geochemical Exploration*, 182:123-131.
- Capelo, A., Santos, C., Loureiro, S., Pedrosa, M. A. (2012). Phytotoxicity of lead on *Lactuca sativa*: effects on growth, mineral nutrition, photosynthetic activity and oxidant metabolism. *Fresenius Envir Bull*, 21:450-459.
- Chaparro, M. A., Suresh, G., Chaparro, M. A., Ramasamy, V., Sundarrajan, M. (2017). Magnetic assessment and pollution status of beach sediments from Kerala coast (southwestern India). *Marine Pollution Bulletin*, 117(1-2):171-177.
- Chen, C., Zhou, Q., Bao, Y., Li, Y., Wang, P. (2010). Ecotoxicological effects of polycyclic musks and cadmium on seed germination and seedling growth of wheat (*Triticum aestivum*). *Journal of Environmental Sciences*, 22(12):1966-1973.
- Chen, L., Jia, G. (2017) Environmental efficiency analysis of China's regional industry: a data envelopment analysis (DEA) based approach. *Journal of Cleaner Production*, 142(2):846-853.
- Chopin, E. I. B., Alloway, B. J. (2007). Distribution and mobility of trace elements in soils and vegetation around the mining and smelting areas of Tharsis, Riotinto and Huelva, Iberian Pyrite Belt, SW Spain. *Water, Air, and Soil Pollution*, 182(1-4):245-261.

- Choukr-Allah, R. (1996). The potential of halophytes in the development and rehabilitation of arid and semi-arid zones. *Halophytes and biosaline agriculture*, 3-13.
- Chugh, L. K., Sawhney, S. K. (1996). Effect of cadmium on germination, amylases and rate of respiration of germinating pea seeds. *Environmental Pollution*, 92(1):1-5.
- Cicek, A., Koparal, A. S. (2004). Accumulation of sulfur and heavy metals in soil and tree leaves sampled from the surroundings of Tunçbilek Thermal Power Plant. *Chemosphere*, 57(8):1031-1036.
- da Silva, M. N., Mucha, A. P., Rocha, A. C., Teixeira, C., Gomes, C. R., & Almeida, C. M. R. (2014). A strategy to potentiate Cd phytoremediation by saltmarsh plants—autochthonous bioaugmentation. *Journal of environmental management*, 134:136-144.
- Dahms, S., Baker, N. J., Greenfield, R. (2017). Ecological risk assessment of trace elements in sediment: A case study from Limpopo, South Africa. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 135:106-114.
- Demirak, A., Yilmaz, F., Tuna, A. L., Ozdemir, N. (2006). Heavy metals in water, sediment and tissues of *Leuciscus cephalus* from a stream in southwestern Turkey. *Chemosphere*, 63(9):1451-1458.
- Dinakar, N., Nagajyothi, P. C., Suresh, S., Udaykiran, Y., Damodharam, T. (2008). Phytotoxicity of cadmium on protein, proline and antioxidant enzyme activities in growing *Arachis hypogaea* L. seedlings. *Journal of Environmental Sciences*, 20(2):199-206.
- Ding, C., Zhang, T., Wang, X., Zhou, F., Yang, Y., Yin, Y. (2013). Effects of soil type and genotype on lead concentration in rootstalk vegetables and the selection of cultivars for food safety. *Journal of Environmental management*, 122:8-14.
- Dökmen, F. (2004). Effects of Using Irrigation Water and Amount of Heavy Metal into Water Springs in the Vicinity of Ihsaniye – Turkey. *Pakistan Journal of Water Resources*, 8(2):9-16.
- Dragicević, S., Karić, I. (2008). Geoprostorne karakteristike gradske opštine Obrenovac.
- Dragović, S., Čujić, M., Slavković-Beškoski, L., Gajić, B., Bajat, B., Kilibarda, M., & Onjia, A. (2013). Trace element distribution in surface soils from a coal burning power production area: A case study from the largest power plant site in Serbia. *Catena*, 104:288-296.

- Duffus, J. H. (2002). " Heavy metals" a meaningless term? (IUPAC Technical Report). *Pure and applied chemistry*, 74(5):793-807.
- Dorđević, A. Radmanović, S. (2016): Pedologija. Univerzitet u Beogradu, Poljoprivredni fakultet.
- Đurić, D. B., Petrović, L. J. (1996). Zagađenje životne sredine i zdravlje čoveka: ekotoksikologija. Velarta.
- Eberhardt, M. V., Lee, C. Y., Liu, R. H. (2000). Nutrition: antioxidant activity of fresh apples. *Nature*, 405(6789):903-904.
- Egner, H., Riehm, H., Domingo, W. R. (1960). Investigations of the chemical soil analysis as a basis for the evaluation of nutrient status in soil. II. Chemical retraction methods for phosphorus and potassium determination. *K Lantbruks Høgsk Ann*, 26:199-215.
- Ehsan, S., Ali, S., Noureen, S., Mahmood, K., Farid, M., Ishaque, W., Shakoor, M., Rizwan, M. (2014). Citric acid assisted phytoremediation of cadmium by *Brassica napus* L. *Ecotoxicology and environmental safety*, 106:164-172.
- Eid, E. M., Shaltout, K. H., El-Sheikh, M. A., Asaeda, T. (2012). Seasonal courses of nutrients and heavy metals in water, sediment and above-and below-ground *Typha domingensis* biomass in Lake Burullus (Egypt): perspectives for phytoremediation. *Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 207(11):783-794.
- Environmental Protection Agency (2012). Guidelines for Water Reuse. EPA/600/R-12/618.
- EPA 200.7 Determination of Metals and Trace Elements in Water and Wastes by Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry
- Epa method 3050b - Acid digestion of sediments, sludges, and soils
- Ernst, W. H., Nelissen, H. J., Ten Bookum, W. M. (2000). Combination toxicology of metal-enriched soils: physiological responses of a Zn-and Cd-resistant ecotype of *Silene vulgaris* on polymetallic soils. *Environmental and Experimental Botany*, 43(1):55-71.
- Fan, M., Brown, R. C., Van Leeuwen, J. H., Shi, Y. (2006). Heavy metals in fly ashes: potential impact on fly ash derived coagulants. *Journal of Solid Waste Technology and Management*, 32(1):44-50.
- Fang, F. M., Yang, D., Wang, L. L., Jiang, B. Y. (2010). Distribution of arsenic and mercury in soil around coal-fired power plant in Wuhu. *Journal of Soil & Water Conservation*, 24(1):109-13.

- Favas, P. J. C., Pratas, J., Prasad, M. N. V. (2013). Temporal variation in the arsenic and metal accumulation in the maritime pine tree grown on contaminated soils. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 10(4):809-826.
- Fernández-Ruiz, V., Olives, A. I., Cámara, M., de Cortes Sánchez-Mata, M., Torija, M. E. (2011). Mineral and trace elements content in 30 accessions of tomato fruits (*Solanum lycopersicum* L.) and wild relatives (*Solanum pimpinellifolium* L., *Solanum cheesmaniae* L. Riley, and *Solanum habrochaites* S. Knapp & DM Spooner). *Biological trace element research*, 141(1-3):329-339.
- Ferreira, R. R., Fornazier, R. F., Vitória, A. P., Lea, P. J., Azevedo, R. A. (2002). Changes in antioxidant enzyme activities in soybean under cadmium stress. *Journal of plant nutrition*, 25(2):327-342.
- Fiallos-Jurado, J., Pollier, J., Moses, T., Arendt, P., Barriga-Medina, N., Morillo, E. Leon-Reyes, A. (2016). Saponin determination, expression analysis and functional characterization of saponin biosynthetic genes in *Chenopodium quinoa* leaves. *Plant Science*, 250:188-197
- Finkelman, R. B., Belkin, H. E., Zheng, B. (1999). Health impacts of domestic coal use in China. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 96(7):3427-3431.
- Finkelman, R. B., Orem, W., Castranova, V., Tatu, C. A., Belkin, H. E., Zheng, B., Bates, A. L. (2002). Health impacts of coal and coal use: possible solutions. *International Journal of Coal Geology*, 50(1):425-443.
- Fleming, J.E., Galwey, N.W., (1995). Quinoa (*Chenopodium quinoa*). In: Williams, J.T. (Ed.), *Cereals and Pseudocereals*. Chapman and Hall, London, pp. 3–83.
- Fu, S., Wei, C. Li, L. (2016). Characterizing the accumulation of various heavy metals in native plants growing around an old antimony mine. *Human and Ecological Risk Assessment*, 22(4):882-898.
- Fu, W. G., Wang, F. K. (2015). Effects of high soil lead concentration on photosynthetic gas exchange and chlorophyll fluorescence in *Brassica chinensis* L. *Plant, Soil & Environment*, 61:316-321.
- Gadelha, A. J. F., Porto, T. R. N., de Andrade, T. H. F., Neto, S. R. F., de Lima, A. G. B. (2019) Thermo-Fluid Dynamic of Gaseous Pollutant Dispersion: Fundamentals and Applications in Thermal Power Plants, *Diffusion Foundations*, 20:34-54.

- Galal, T. M., Shehata, H. S. (2015). Bioaccumulation and translocation of heavy metals by *Plantago major* L. grown in contaminated soils under the effect of traffic pollution. *Ecological Indicators*, 48:244-251.
- Galdón, B. R., González, R. O., Rodríguez, E. R., Romero, C. D. (2008). Comparison of mineral and trace element contents in onion cultivars (*Allium cepa* L.). *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 88(9):1554-1561.
- Gall, J. E., Boyd, R. S., Rajakaruna, N. (2015). Transfer of heavy metals through terrestrial food webs: a review. *Environmental monitoring and assessment*, 187(4):201.
- Galwey, N. W. (1989). Quinoa. *Biologist*, 36(5):267-274.
- Gao, J., Zhang, Y., Lu, C., Peng, H., Luo, M., Li, G. Lin, H. (2015). The development dynamics of the maize root transcriptome responsive to heavy metal Pb pollution. *Biochemical and biophysical research communications*, 458(2):287-293.
- Ghosh, M., Paul, J., Jana, A., De, A. Mukherjee, A. (2015). Use of the grass, *Vetiveria zizanioides* (L.) Nash for detoxification and phytoremediation of soils contaminated with fly ash from thermal power plants. *Ecological Engineering*, 74:258-265.
- Gill, S. S., Khan, N. A. Tuteja, N. (2012). Cadmium at high dose perturbs growth, photosynthesis and nitrogen metabolism while at low dose it up regulates sulfur assimilation and antioxidant machinery in garden cress (*Lepidium sativum* L.). *Plant Science*, 182:112-120.
- Glamočlija, Đ., Janković, S., Pivić, R. (2012). Alternativna žita. Institut za zemljište, Beograd. Monografija.
- Goher, M. E., Farhat, H. I., Abdo, M. H., Salem, S. G. (2014). Metal pollution assessment in the surface sediment of Lake Nasser, Egypt. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 40(3):213-224.
- Gómez-Caravaca, A. M., Iafelice, G., Verardo, V., Marconi, E. Caboni, M. F. (2014). Influence of pearling process on phenolic and saponin content in quinoa (*Chenopodium quinoa* Willd). *Food chemistry*, 157:174-178.
- Gorinstein, S., Pawelzik, E., Delgado-Licon, E., Haruenkit, R., Weisz, M., Trakhtenberg, S. (2002). Characterisation of pseudocereal and cereal proteins by protein and amino acid analyses. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 82(8):886-891.
- Gračanin, M. (1951). Pedologija–III dio–Sistematika tala, udžbenik Sveučilišta u Zagrebu. Školska knjiga.

- Gratão, P. L., Prasad, M. N. V., Cardoso, P. F., Lea, P. J., Azevedo, R. A. (2005). Phytoremediation: green technology for the clean up of toxic metals in the environment. *Brazilian Journal of Plant Physiology*, 17(1):53-64.
- Gray, C. W., McLaren, R. G., Roberts, A. H. C., Condon, L. M. (1999). Cadmium phytoavailability in some New Zealand soils. *Australian Journal of Soil Research*, 37(3):461-461.
- Grytsyuk, N., Arapis, G., Perepelyatnikova, L., Ivanova, T., Vynograds' ka, V. (2006). Heavy metals effects on forage crops yields and estimation of elements accumulation in plants as affected by soil. *Science of the Total Environment*, 354(2):224-231.
- Hakanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water research*, 14(8):975-1001.
- Hariadi, Y., Marandon, K., Tian, Y., Jacobsen, S. E. Shabala, S. (2011). Ionic and osmotic relations in quinoa (*Chenopodium quinoa* Willd.) plants grown at various salinity levels. *Journal of experimental botany*, 62(1):185-193.
- Hart, B. T., Hines, T. (1995). Trace elements in rivers. Trace elements in natural waters. CRC, 203-221.
- He, J., Ji, Z. X., Wang, Q. Z., Liu, C. F., Zhou, Y. B. (2016). Effect of Cu and Pb pollution on the growth and antioxidant enzyme activity of Suaeda heteroptera. *Ecological Engineering*, 87:102-109.
- He, J., Ren, Y., Chen, X., Chen, H. (2014). Protective roles of nitric oxide on seed germination and seedling growth of rice (*Oryza sativa* L.) under cadmium stress. *Ecotoxicology and environmental safety*, 108:114-119.
- Hoek, W., Konradsen, F., Ensink, J.H.J., Mudasser, M., Jensen, P.K. (2001). Irrigation water as a source of drinking water: Is safe use possible? *Tropical Medicine and International Health*, 6(1):46-54.
- Hu, G., Huang, S., Chen, H., Wang, F. (2010). Binding of four heavy metals to hemicelluloses from rice bran. *Food research international*, 43(1):203-206.
- Hussain, A., Alamzeb, S., Begum, S. (2013). Accumulation of heavy metals in edible parts of vegetables irrigated with waste water and their daily intake to adults and children, District Mardan, Pakistan. *Food Chemistry*, 136(3):1515-1523.
- Iliadis, C., Karyotis, T., Jacobsen, S. E. (2001). Adaptation of quinoa under xerothermic conditions and cultivation for biomass and fibre production. *International potato*

- centre (CIP) memorias, Primer Taller Internacional sobre Quinoa—Recursos Geneticos y Sistemas de Produccion, UNALM, Lima, Peru, 371-378.
- Iliadis, C., Karyotis, T., Mitsibonas, T. (1997). Research on quinoa (*Chenopodium quinoa* Willd.) and amaranth (*Amaranthus caudatus*) in Greece. In Proceedings of COST workshop :24-25.
- International Standard Organisation (1984) Water quality -- Determination of the sum of calcium and magnesium -- EDTA titrimetric method, ISO 6059.
- International Standard Organisation (1989) Water quality — Determination of the chemical oxygen demand, ISO 6060.
- International Standard Organisation (1989). Water quality -- Determination of chloride -- Silver nitrate titration with chromate indicator (Mohr's method), ISO 9297.
- International Standard Organisation (1993). Water quality; determination of electrical conductivity (ISO7888: 1985). German version EN27888.
- International Standard Organisation (1994). Water quality — Determination of alkalinity — Part 2: Determination of carbonate alkalinity, ISO 9963-2.
- International Standard Organisation (1995) 10693. Soil quality. Determination of carbonate content. Volumetric method.
- International Standard Organisation (1998). 14235. Soil quality. Determination of organic carbon by sulfochromic oxidation. TC 190/SC 3.
- International Standard Organisation (2005). Soil Quality—Determination of pH (ISO 10390: 2005).
- International Standard Organisation, ISO 1871:2013 - Food and feed products -- General guidelines for the determination of nitrogen by the Kjeldahl method
- International Standard Organisation , ISO 22036:2008 - Soil quality - Determination of trace elements in extracts of soil by inductively coupled plasma - atomic emission spectrometry (ICP - AES)
- International Standard Organisation , ISO 22036:2008 - Soil quality - Determination of trace elements in extracts of soil by inductively coupled plasma - atomic emission spectrometry (ICP - AES)
- International Standard Organisation, ISO 21527-2:2008 - Microbiology of food and animal feeding stuffs -- Horizontal method for the enumeration of yeasts and moulds Colony count technique in products with water activity less than or equal to 0,95.

- International Standard Organisation, ISO 21528-2:2017 - Microbiology of the food chain - Horizontal method for the detection and enumeration of Enterobacteriaceae - Part 2: Colony-count technique.
- International Standard Organisation, ISO 4833-1:2013 - Microbiology of the food chain - Horizontal method for the enumeration of microorganisms - Part 1: Colony count at 30 degrees C by the pour plate technique.
- Islam, A., Romić, D., Akber, A., Romić, M. (2018). Trace metals accumulation in soil irrigated with polluted water and assessment of human health risk from vegetable consumption in Bangladesh. *Environmental Geochemistry and Health*, 40 (1):59-85.
- Jacobsen, S. E., Mujica, A. (2002). Genetic resources and breeding of the Andean grain crop quinoa (*Chenopodium quinoa* Willd.). *Plant Genetic Resources Newsletter*, 54-61.
- Jacobsen, S. E., Stølen, O. (1993). Quinoa-morphology, phenology and prospects for its production as a new crop in Europe. *European Journal of Agronomy*, 2(1):19-29.
- Jacobsen, S. E. (1998). Developmental stability of quinoa under European conditions. *Industrial crops and products*, 7(2):169-174.
- Jacobsen, S. E. (2003). The worldwide potential for quinoa (*Chenopodium quinoa* Willd.). *Food reviews international*, 19(1-2):167-177.
- Jacobsen, S. E., Liu, F., Jensen, C. R. (2009). Does root-sourced ABA play a role for regulation of stomata under drought in quinoa (*Chenopodium quinoa* Willd.). *Scientia Horticulturae*, 122(2):281-287.
- Jacobsen, S. E., Monteros, C., Christiansen, J. L., Bravo, L. A., Corcuera, L. J., Mujica, A. (2005). Plant responses of quinoa (*Chenopodium quinoa* Willd.) to frost at various phenological stages. *European Journal of Agronomy*, 22(2):131-139.
- Jacobsen, S. E., Monteros, C., Corcuera, L. J., Bravo, L. A., Christiansen, J. L., Mujica, A. (2007). Frost resistance mechanisms in quinoa (*Chenopodium quinoa* Willd.). *European Journal of Agronomy*, 26(4):471-475.
- Jacobsen, S.-E., Hill, J., Stølen, O. (1996). Stability of quantitative traits in quinoa (*Chenopodium quinoa*). *Theoretical Applied Genetics*, 93:110–116.
- Jacobsen, S.-E., Jørgensen, I., Stølen, O. (1994). Cultivation of quinoa (*Chenopodium quinoa*) under temperate climatic conditions in Denmark. *Journal of Agriculture Science*, 122:47–52.

- Jiang, X. Wang, C. (2007). Cadmium distribution and its effects on molybdate-containing hydroxylases in *Phragmites australis*. *Aquatic botany*, 86(4):353-360.
- Jomova, K., Valko, M. (2011). Advances in metal-induced oxidative stress and human disease. *Toxicology*, 283(2):65-87.
- Kabata-Pendias A., Terelak H. (2004) Regional variation of trace elements (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) contents of native grassland grasses in Poland. 3rd Intern Conf Heavy Metals Radionuclides and Elements-Biofills in the Environment, Semipalatinsk, Kazakhstan, 1:28–33
- Kabata-Pendias, A., Mukherjee, A. B. (2007). Trace elements from soil to human. Springer Science & Business Media.
- Kabata-Pendias, A. (1995). Agricultural problems related to excessive trace metal contents of soils. In *Heavy metals* (pp. 3-18). Springer Berlin Heidelberg.
- Kabata-Pendias, A. (2010). Trace elements in soils and plants. CRC press.
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H. (2001). Trace elements in plants. *Trace Element in Soils and Plants*, 73-98.
- Kabata-Pendias, A., Szteke, B. (2015). Trace elements in abiotic and biotic environments. CRC Press.
- Kadhun, S. A., Ishak, M. Y., Zulkifli, S. Z., Binti Hashim, R. (2015). Evaluation of the status and distributions of heavy metal pollution in surface sediments of the Langat River Basin in Selangor Malaysia. *Marine pollution bulletin*, 101(1):391-396.
- Kalender, L., Uçar, S. Ç. (2013). Assessment of metal contamination in sediments in the tributaries of the Euphrates River, using pollution indices and the determination of the pollution source, Turkey. *Journal of Geochemical Exploration*, 134: 73-84.
- Kalisz, A., Sekara, A., Smolen, S., Grabowska, A., Gil, J., Komorowska, M., Kunicki, E. (2019). Survey of 17 elements, including rare earth elements, in chilled and non-chilled cauliflower cultivars. *Scientific Reports*, 9:5416.
- Kamnev, A. A., van der Lelie, D. (2000). Chemical and biological parameters as tools to evaluate and improve heavy metal phytoremediation. *Bioscience Reports*, 20(4):239-258.
- Kang, Y., Liu, G., Chou, C. L., Wong, M. H., Zheng, L., Ding, R. (2011). Arsenic in Chinese coals: Distribution, modes of occurrence, and environmental effects. *Science of the total environment*, 412:1-13.

- Karami, N., Clemente, R., Moreno-Jiménez, E., Lepp, N. W., Beesley, L. (2011). Efficiency of green waste compost and biochar soil amendments for reducing lead and copper mobility and uptake to ryegrass. *Journal of hazardous materials*, 191(1):41-48.
- Karatas, M., Dursun, S., Guler, E., Ozdemir, C., Argun, M. E. (2006). Heavy metal accumulation in wheat plants irrigated by waste water. *Cellulose chemistry and technology*, 40(7):575.
- Kaul, H. P., Kruse, M., Aufhammer, W. (2005). Yield and nitrogen utilization efficiency of the pseudocereals amaranth, quinoa, and buckwheat under differing nitrogen fertilization. *European journal of agronomy*, 22(1):95-100.
- Kazi, T. G., Lashari, A.A., Ali, J., Baig, J. A., Afridi, H.I. (2019). Volatilization of toxic elements from coal samples of Thar coal field, after burning at different temperature and their mobility from ash: Risk assessment. *Chemosphere*, 217:35-41.
- Khan, A., Javid, S., Muhmood, A., Mjeed, T., Niaz, A., Majeed, A. (2013). Heavy metal status of soil and vegetables grown on peri-urban area of Lahore district. *Soil Environ*, 32(1):49-54.
- Keegan, T.J., Farago, M.E., Thornton, I., Hong, B., Colvile, R.N., Pesch, B., Jakubis, P. Keshavarzi, B., Najmeddin, A., Moore, F., Moghaddama, P. A. (2019) Risk-based assessment of soil pollution by potentially toxic elements in the industrialized urban and peri-urban areas of Ahvaz metropolis, southwest of Iran. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 167:356-375.
- Khan, S., Cao, Q., Zheng, Y. M., Huang, Y. Z., Zhu, Y. G. (2008). Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China. *Environmental pollution*, 152(3):686-692.
- Kidd P., Barcelo J., Bernal M. P., Navari-Izzo F., Poschenrieder C., Shilev S., Clemente R., Monterroso C. (2009). Trace element behaviour at the root–soil interface: Implications in phytoremediation. *Environmental and Experimental Botany*, 67:243–259.
- Kisić, D. M., Miletić, S. R., Radonjić, V. D., Radanović, S. B., Filipovic, J. Z., Gržetić, I. A. (2012). Prirodna radioaktivnost uglja i letećeg pepela u termoelektrani „Nikola Tesla B“. *Chemical Industry/Hemijska Industrija*, 67(5).
- Kisić, D., Cokić, Z., Milićević, N., Madarac, D., Radovanović, I., Radonjić, V. (2011). Prilagođavanje mera zaštite životne sredine u TE "Nikola Tesla "B, saglasno novoj

- tehnologiji malovodnog transporta i odlaganja pepela i šljake, III savetovanje sa međunarodnim učešćem–Stanje i perspektive deponija pepela, šljake i jalovine u termoelektranama i rudnicima.
- Koyro, H. W., Eisa, S. S. (2008). Effect of salinity on composition, viability and germination of seeds of *Chenopodium quinoa* Willd. *Plant and Soil*, 302(1-2):79-90.
- Koziol, M. J. (1991). Afrosimetric estimation of threshold saponin concentration for bitterness in quinoa (*Chenopodium quinoa* Willd). *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 54(2):211-219.
- Koziol, M. J. (1992). Chemical composition and nutritional evaluation of quinoa (*Chenopodium quinoa* Willd.). *Journal of Food Composition and Analysis*, 5(1):35-68.
- Krishnasamy, V., Seshu, D. V. (1990). Germination after accelerated ageing and associated characters in rice varieties. *Seed science and technology*, 18(1):147-156.
- Lambert, N., Yarwood, J. N. (1992). Engineering legume seed storage proteins. *Plant Protein Engineering*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 167-187.
- Lamhamdi, M., Bakrim, A., Aarab, A., Lafont, R., Sayah, F. (2011). Lead phytotoxicity on wheat (*Triticum aestivum* L.) seed germination and seedlings growth. *Comptes rendus biologiques*, 334(2):118-126.
- Laporte, M. A., Sterckeman, T., Dauguet, S., Denaix, L., Nguyen, C. (2015). Variability in cadmium and zinc shoot concentration in 14 cultivars of sunflower (*Helianthus annuus* L.) as related to metal uptake and partitioning. *Environmental and Experimental Botany*, 109:45-53.
- Lavado, R. S. (2006). Concentration of potentially toxic elements in field crops grown near and far from cities of the Pampas (Argentina). *Journal of environmental management*, 80(2):116-119.
- Lazarova, V., Bahri, A. (2004). Water reuse for irrigation: agriculture, landscapes, and turf grass. CRC Press.
- Lee, C. G., Chon, H. T., Jung, M. C. (2001). Heavy metal contamination in the vicinity of the Daduk Au–Ag–Pb–Zn mine in Korea. *Applied Geochemistry*, 16(11):1377-1386.
- Li, Q., Lu, Y., Shi, Y., Wang, T., Ni, K., Xu, L., Giesy, J. P. (2013). Combined effects of cadmium and fluoranthene on germination, growth and photosynthesis of soybean seedlings. *Journal of Environmental Sciences*, 25(9):1936-1946.

- Li, Q., Lu, Y., Shi, Y., Wang, T., Ni, K., Xu, L., Liu, S., Wang, L., Xiong, Q. & Giesy, J. P. (2013). Combined effects of cadmium and fluoranthene on germination, growth and photosynthesis of soybean seedlings. *Journal of Environmental Sciences*, 25(9):1936-1946.
- Li, X., Zhou, Q., Sun, X., & Ren, W. (2016). Effects of cadmium on uptake and translocation of nutrient elements in different welsh onion (*Allium fistulosum* L.) cultivars. *Food chemistry*, 194:101-110.
- Li, X., Zhou, Q., Wei, S. & Ren, W. (2012). Identification of cadmium-excluding welsh onion (*Allium fistulosum* L.) cultivars and their mechanisms of low cadmium accumulation. *Environmental Science and Pollution Research*, 19(5):1773-1780.
- Liang, C. H. E. N., Xiao-Hua, L. O. N. G., Zhang, Z. H., Zheng, X. T., Rengel, Z. & Zhao-Pu, L. I. U. (2011). Cadmium accumulation and translocation in two Jerusalem artichoke (*Helianthus tuberosus* L.) cultivars. *Pedosphere*, 21(5):573-580.
- Liang, G., Gong, W., Li, B., Zuo, J., Pan, L., Liu, X. (2019). Analysis of Heavy Metals in Foodstuffs and an Assessment of the Health Risks to the General Public via Consumption in Beijing, China. *Environmental Research and Public Health*, 16(6):909.
- Liu, G., Zheng, L., Peng, Z. (2004). Distribution of hazardous trace elements during coal beneficiation. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 68(11):A522-A522.
- Liu, T. T., Wu, P., Wang, L. H., Zhou, Q. (2011). Response of soybean seed germination to cadmium and acid rain. *Biological trace element research*, 144(1-3):1186-1196.
- Liu, W., Zhou, Q., Zhang, Y., Wei, S. (2010). Lead accumulation in different Chinese cabbage cultivars and screening for pollution-safe cultivars. *Journal of environmental management*, 91(3):781-788.
- Liu, X., Song, Q., Tang, Y., Li, W., Xu, J., Wu, J., Brookes, P. C. (2013). Human health risk assessment of heavy metals in soil–vegetable system: a multi-medium analysis. *Science of the Total Environment*, 463:530-540.
- Liu, Z., He, X., Chen, W., Yuan, F., Yan, K., Tao, D. (2009). Accumulation and tolerance characteristics of cadmium in a potential hyperaccumulator—*Lonicera japonica* Thunb. *Journal of Hazardous Materials*, 169(1):170-175.

- López-Millán, A. F., Sagardoy, R., Solanas, M., Abadía, A., Abadía, J. (2009). Cadmium toxicity in tomato (*Lycopersicon esculentum*) plants grown in hydroponics. *Environmental and Experimental Botany*, 65(2):376-385.
- Malar, S., Vikram, S. S., Favas, P.JC., Perumal, V. (2014). Lead heavy metal toxicity induced changes on growth and antioxidative enzymes level in water hyacinths [*Eichhornia crassipes* (Mart.)]. *Botanical Studies*, 55:54.
- Manahan, S. E. (2011). *Fundamentals of environmental chemistry*. CRC press.
- Mandal, A. & Sengupta, D. (2006). An assessment of soil contamination due to heavy metals around a coal-fired thermal power plant in India. *Environmental Geology*, 51(3):409-420.
- Marschner, H. (1995) *Mineral nutrition of higher plants*. Oxford University Press, London.
- Martinez-Tarazona, M. R. Spears, D. A. (1996). The fate of trace elements and bulk minerals in pulverized coal combustion in a power station. *Fuel Processing Technology*, 47(1):79-92.
- Masto, R. E., George, J., Rout, T. K., Ram, L. C. (2017) Multi element exposure risk from soil and dust in a coal industrial area. *Journal of Geochemical Exploration*, 176:100-107.
- McBride, M. B., Nibarger, E. A., Richards, B. K., Steenhuis, T. (2003). Trace metal accumulation by red clover grown on sewage sludge-amended soils and correlation to Mehlich 3 and calcium chloride-extractable metals. *Soil Science*, 168(1):29-38.
- McGrath, S. P., Zhao, F. J., Lombi, E. (2001). Plant and rhizosphere processes involved in phytoremediation of metal-contaminated soils. *Plant and soil*, 232(1-2):207-214.
- Meharg, A. M. (2005). Mechanisms of plant resistance to metal and metalloid ions and potential biotechnological applications. *Plant and Soil*, 274: 163–174.
- Memon, A. R., Aktoprakligil, D., Özdemir, A., Vertii, A. (2001). Heavy metal accumulation and detoxification mechanisms in plants. *Turkish Journal of Botany*, 25(3):111-121.
- Mendez, M. O., Maier, R. M. (2008). Phytoremediation of mine tailings in temperate and arid environments. *Reviews in Environmental Science and biotechnology*, 7(1):47-59.
- Meng, W., Wang, Z., Hu, B., Wang, Z., Li, H., Goodman, R. C. (2016). Heavy metals in soil and plants after long-term sewage irrigation at Tianjin China: a case study assessment. *Agricultural Water Management*, 171:153-161.

- Milačić, R., Zuliani, T., Vidmar, J., Oprčkal, P., Ščančar, J. (2017). Potentially toxic elements in water and sediments of the Sava River under extreme flow events. *Science of the Total Environment*, 65-606:894-905.
- Mota, C., Santos, M., Mauro, R., Samman, N., Matos, A. S., Torres, D., Castanheira, I. (2016). Protein content and amino acids profile of pseudocereals. *Food chemistry*, 193:55-61.
- Muñoz-Carpena, R., Shukla, S., Morgan, K. (2004). Field devices for monitoring soil water content. University of Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, EDIS.
- Nalbandian, H. (2012). Trace element emissions from coal. IEA Clean Coal Centre, London, UK.
- Nascimento, A. C., Mota, C., Coelho, I., Gueifão, S., Santos, M., Matos, A. S., Gimenez, A., Lobo, M., Samman, N., Castanheira, I. (2014). Characterisation of nutrient profile of quinoa (*Chenopodium quinoa*), amaranth (*Amaranthus caudatus*), and purple corn (*Zea mays* L.) consumed in the North of Argentina: proximates, minerals and trace elements. *Food chemistry*, 148:420-426.
- Nazif, W., Perveen, S., Shah, S.A. (2006). Evaluation of irrigation water for heavy metals of Akbarpura area. *Journal of Agricultural and Biological Science*, 1:51-53.
- NBS (2009). The 2009 Statistics Bulletin of the National Economic and Social Development of the People's Republic of China. National Bureau of Statistics (NBS).
- Nelson, D., Sommers, L. (1996). Total carbon, organic carbon, and organic matter. In *Methods of Soil Analysis* (pp. 961-1010), SSSA Special Books, Part 3, Madison, WI.
- Nerín, C., Zufiaurre, R., Cacho, J., Martínez, M. (1994). Arsenic as long distance tracer of air pollution. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 44(1-2):33-42.
- Nguyen, H. L., Leermakers, M., Elskens, M., De Ridder, F., Doan, T. H., Baeyens, W. (2005). Correlations, partitioning and bioaccumulation of heavy metals between different compartments of Lake Balaton. *Science of the Total Environment*, 341(1):211-226.
- Niazi, N. K., Singh, B., Shah, P. (2011). Arsenic speciation and phytoavailability in contaminated soils using a sequential extraction procedure and XANES spectroscopy. *Environmental science & technology*, 45(17):7135-7142.

- Nieuwenhuijsen, M.J. (2006). Dispersion of As and selected heavy metals around a coal-burning power station in central Slovakia. *Science of the Total Environment*, 358:61–71.
- Nowak, V., Du, J., Charrondière, U. (2015). Assessment of the Nutritional Composition of Quinoa (*Chenopodium quinoa* Willd.), *Food Chemistry*, 193, pp. 47-54.
- Nóvoa-Muñoz, J.C., Pontevedra-Pombal, X., Martínez-Cortizas, A., García-Rodeja Gayoso, E., (2008). Mercury accumulation in upland acid forest ecosystems nearby a coal-fired power-plant in Southwest Europe (Galicia, Spain). *Science of the Total Environment*, 394:303–312.
- Nsanganwimana, F., Pourrut, B., Mench, M., Douay, F. (2014). Suitability of *Miscanthus* species for managing inorganic and organic contaminated land and restoring ecosystem services. A review. *Journal of environmental management*, 143:123-134.
- Nsimba, R. Y., Kikuzaki, H., Konishi, Y. (2008). Antioxidant activity of various extracts and fractions of *Chenopodium quinoa* and *Amaranthus* spp. seeds. *Food Chemistry*, 106(2):760-766.
- Nyitrai, P., Bóka, K., Gáspár, L., Sárvári, É., Lenti, K., Keresztes, Á. (2003). Characterization of the stimulating effect of low-dose stressors in maize and bean seedlings. *Journal of Plant Physiology*, 160(10):1175-1183.
- Odjegba, V. J., Fasidi, I. O. (2004). Accumulation of trace elements by *Pistia stratiotes*: implications for phytoremediation. *Ecotoxicology*, 13(7):637-646.
- Official Methods of Analysis of Association of Official Analytical Chemists, 15th Edition (1990)
- Ohlsson, I. (1997). Quinoa-a potential crop for Sweden. In Proceedings of COST Workshop, CPRO-DLO, Wageningen, The Netherlands(pp. 24-25).
- Ondo, A. J., Prudent, P., Massiani, C., Biyogo, M. R., Domeizel, M., Rabier, J., Eba, F. (2013). Impact of urban gardening in equatorial zone on soils and metal transfer to vegetables. *Journal of the Serbian Chemical Society*, 78(7):1045-1053.
- Ozkul, C. (2016). Heavy metal contamination in soils around the Tunçbilek Thermal Power Plant (Kütahya, Turkey). *Environmental Monitoring and Assessment*, 188:284.
- PAC, 2007, 79, 293. Glossary of terms used in photochemistry, 3rd edition (IUPAC Recommendations 2006).

- Pandey, P., Tripathi, A. K. (2011). Effect of heavy metals on morphological and biochemical characteristics of *Albizia procera* (Roxb.) Benth. seedlings. *International Journal of Environmental Sciences*, 1(5):1009.
- Pandey, V. C., Singh, J. S., Singh, R. P., Singh, N., Yunus, M. (2011). Arsenic hazards in coal fly ash and its fate in Indian scenario. *Resources, Conservation and Recycling*, 55(9):819-835.
- Papaefthymiou, H., Kritidis, P., Anousis, J., Sarafidou, J. (2005). Comparative assessment of natural radioactivity in fallout samples from Patras and Megalopolis, Greece. *Journal of environmental radioactivity*, 78(3):249-265.
- Pathak, A. K., Kumar, R., Kumar, P., Yadav, S. (2015). Sources apportionment and spatio-temporal changes in metal pollution in surface and sub-surface soils of a mixed type industrial area in India. *Journal of Geochemical Exploration*, 159:169-177.
- Patra, M., Bhowmik, N., Bandopadhyay, B., Sharma, A. (2004). Comparison of mercury, lead and arsenic with respect to genotoxic effects on plant systems and the development of genetic tolerance. *Environmental and Experimental Botany*, 52(3):199-223.
- Paunov, M., Koleva, L., Vassilev, A., Vangronsveld, J., Goltsev, V. (2018) Effects of Different Metals on Photosynthesis: Cadmium and Zinc Affect Chlorophyll Fluorescence in Durum Wheat. *International Journal of Molecular Sciences*, 19(3):787.
- Pejman, A., Bidhendi, G. N., Ardestani, M., Saeedi, M., Baghvand, A. (2015). A new index for assessing heavy metals contamination in sediments: a case study. *Ecological Indicators*, 58:365-373.
- Peralta-Videa, J. R., Lopez, M. L., Narayan, M., Saupe, G., Gardea-Torresdey, J. (2009). The biochemistry of environmental heavy metal uptake by plants: implications for the food chain. *The international journal of biochemistry & cell biology*, 41(8):1665-1677.
- Pidlisnyuk, V., Stefanovska, T., Lewis, E. E., Erickson, L. E., Davis, L. C. (2014). Miscanthus as a productive biofuel crop for phytoremediation. *Critical reviews in plant sciences*, 33(1):1-19.
- Piechalak, A., Tomaszewska, B., Baralkiewicz, D., Malecka, A. (2002). Accumulation and detoxification of lead ions in legumes. *Phytochemistry*, 60(2):153-162.

- Pietrini, F., Iori, V., Bianconi, D., Mughini, G., Massacci, A., Zacchini, M. (2015). Assessment of physiological and biochemical responses, metal tolerance and accumulation in two eucalypt hybrid clones for phytoremediation of cadmium-contaminated waters. *Journal of environmental management*, 162:221-231.
- Pizarro, I., Gómez-Gómez, M., León, J., Román, D., Palacios, M. A. (2016). Bioaccessibility and arsenic speciation in carrots, beets and quinoa from a contaminated area of Chile. *Science of The Total Environment*, 565:557-563.
- Poschenrieder, C., Gunsé, B., Barceló, J. (1989). Influence of cadmium on water relations, stomatal resistance, and abscisic acid content in expanding bean leaves. *Plant Physiology*, 90(4):1365-1371.
- Prasad, M. N. V. (1995). Cadmium toxicity and tolerance in vascular plants. *Environmental and Experimental Botany*, 35(4):525-545.
- Prasad, M. N. V. (1998). Metal-biomolecule complexes in Plants: Occurrence, functions, and applications. *Analysis*, 26(6):25-27.
- Przybylski, R., Chauhan, G., Eskin, N. (1994). Characterization of quinoa (*Chenopodium quinoa*) lipids. *Food Chemistry*, 51:187–192.
- Puga, A. P., Abreu, C. A., Melo, L. C. A., Beesley, L. (2015). Biochar application to a contaminated soil reduces the availability and plant uptake of zinc, lead and cadmium. *Journal of environmental management*, 159:86-93.
- Qadir, M., Oster, J. D. (2004). Crop and irrigation management strategies for saline-sodic soils and waters aimed at environmentally sustainable agriculture. *Science of the total environment*, 323(1):1-19.
- Querol, X., Juan, R., Lopez-Soler, A., Fernandez-Turiel, J., Ruiz, C. R. (1996). Mobility of trace elements from coal and combustion wastes. *Fuel*, 75(7):821-838.
- Raja, S., Cheema, H. M. N., Babar, S., Khan, A. A., Murtaza, G., Aslam, U. (2015). Socio-economic background of wastewater irrigation and bioaccumulation of heavy metals in crops and vegetables. *Agricultural Water Management*, 158:26-34.
- Rajkumar, M., Vara Prasad, M. N., Freitas, H., Ae, N. (2009). Biotechnological applications of serpentine soil bacteria for phytoremediation of trace metals. *Critical reviews in biotechnology*, 29(2):120-130.

- Ramos, I., Esteban, E., Lucena, J. J., Gárate, A. (2002). Cadmium uptake and subcellular distribution in plants of *Lactuca* sp. Cd–Mn interaction. *Plant science*, 162(5):761-767.
- Ramya, S. S., Deshmukh, V. U., Khandekar, V. J., Padmakar, C., Suri Naidu, L., Mahore, P. K. (2013) Assessment of impact of ash ponds on groundwater quality: a case study from Koradi in Central India. *Environmental Earth Science*, 69(24):37–50.
- Rasool, A., Xiao, T., Farooqi, A., Shafeeqe, M., Liu, Y., Karman, M. A., Katsoyiannis, I. A., Musstjab, S. A., Eqani, A. S. (2017). Quality of tube well water intended for irrigation and human consumption with special emphasis on arsenic contamination at the area of Punjab, Pakistan. *Environmental Geochemistry and Health*, 39 (4):847-863.
- Rattan, R. K., Datta, S. P., Chhonkar, P. K., Suribabu, K., Singh, A. K. (2005). Long-term impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater—a case study. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 109(3):310-322.
- Reimann, C., De Caritat, P. (2012). Chemical elements in the environment: factsheets for the geochemist and environmental scientist. Springer Science & Business Media.
- Reimann, C., Garrett, R. G. (2005). Geochemical background—concept and reality. *Science of the total environment*, 350(1):12-27.
- Rengel, Z., Römheld, V., Marschner, H. (1998). Uptake of zinc and iron by wheat genotypes differing in tolerance to zinc deficiency. *Journal of Plant Physiology*, 152(4):433-438.
- Repo-Carrasco, R., Espinoza, C., Jacobsen, S. E. (2003). Nutritional value and use of the Andean crops quinoa (*Chenopodium quinoa*) and kañiwa (*Chenopodium pallidicaule*). *Food reviews international*, 19(1-2):179-189.
- Risi, C., Galwey, N. W. (1984). Chenopodium grains of the Andes: Inca crops for modern agriculture. *Advances in Applied Biology*, 10:145-216
- Rizwan, M., Meunier, J. D., Miche, H., Keller, C. (2012). Effect of silicon on reducing cadmium toxicity in durum wheat (*Triticum turgidum* L. cv. *Claudio* W.) grown in a soil with aged contamination. *Journal of hazardous materials*, 209: 326-334.
- Rodriguez-Iruretagoiena, A., de Vallejuelo, S. F. O., Gredilla, A., Ramos, C. G., Oliveira, M. L., Arana, G., Diego, A., Madarigara, J. M., Silva, L. F. (2015). Fate of hazardous

- elements in agricultural soils surrounding a coal power plant complex from Santa Catarina (Brazil). *Science of the Total Environment*, 508:374-382.
- Rosa, M., Hilal, M., González, J. A., Prado, F. E. (2009). Low-temperature effect on enzyme activities involved in sucrose–starch partitioning in salt-stressed and salt-acclimated cotyledons of quinoa (*Chenopodium quinoa* Willd.) seedlings. *Plant Physiology and Biochemistry*, 47(4):300-307.
- Ruffino, A. M. C., Rosa, M., Hilal, M., González, J. A., Prado, F. E. (2010). The role of cotyledon metabolism in the establishment of quinoa (*Chenopodium quinoa*) seedlings growing under salinity. *Plant and Soil*, 326(1-2):213-224.
- Ruiz, R. A., Bertero, H. D. (2008). Light interception and radiation use efficiency in temperate quinoa (*Chenopodium quinoa* Willd.) cultivars. *European Journal of Agronomy*, 29(2):144-152.
- S.M. Reddy. (2004). University Botany : Plant Taxonomy, Plant Embryology Tom 3 pp. 364-370.
- Saha, N., Rahman, M. S., Ahmed, M. B., Zhou, J. L., Ngo, H. H., Guo, W. (2017). Industrial metal pollution in water and probabilistic assessment of human health risk. *Journal of Environmental Management*, 185:70-78.
- Sajwan, K. S., Alva, A. K., Punshon, T., Twardowska, I. (2006). Coal combustion byproducts and environmental issues (Vol. 81). New York: Springer.
- Salvo, A., La Torre, G. L., Mangano, V., Casale, K. E., Bartolomeo, G., Santini, A., Granata, T., Dugo, G. (2018). Toxic inorganic pollutants in foods from agricultural producing areas of Southern Italy: Level and risk assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 148:114-124.
- San Juan, C. (1994). Natural Background Soil Metals Concentrations. Washington State Department of Ecology, Olympia, WA. Pub, (94-115).
- Santa-María, G. E., Cogliatti, D. H. (1998). The regulation of zinc uptake in wheat plants. *Plant Science*, 137(1):1-12.
- Sapkota, A. (2019). Water reuse, food production and public health: Adopting transdisciplinary, systems-based approaches to achieve water and food security in a changing climate. *Environmental Research*, 171:576-580.
- Sarić, M. R. (1979). Fiziologija biljaka. Naučna knjiga.

- Schabes, F. I., Sigstad, E. E. (2005). Calorimetric studies of quinoa (*Chenopodium quinoa* Willd.) seed germination under saline stress conditions. *Thermochimica acta*, 428(1):71-75.
- Schwarzenbach, R. P., Egli, T., Hofstetter, T. B., Von Gunten, U., Wehrli, B. (2010). Global water pollution and human health. *Annual Review of Environment and Resources*, 35:109-136.
- Sekara, A., Poniedzialek, M., Ciura, J., Jedrzejczyk, E. (2005). Cadmium and lead accumulation and distribution in the organs of nine crops: implications for phytoremediation. *Polish Journal of Environmental Studies*, 14(4):509-516.
- Shahabivand, S., Maivan, H. Z., Goltapeh, E. M., Sharifi, M., Aliloo, A. A. (2012). The effects of root endophyte and arbuscular mycorrhizal fungi on growth and cadmium accumulation in wheat under cadmium toxicity. *Plant physiology and biochemistry*, 60:53-58.
- Sharma, P., Dubey, R. S. (2005). Lead toxicity in plants. *Brazilian journal of plant physiology*, 17(1):35-52.
- Sharma, S. S., Schat, H., Vooijs, R., Van Heerwaarden, L. M. (1999). Combination toxicology of copper, zinc, and cadmium in binary mixtures: concentration-dependent antagonistic, nonadditive, and synergistic effects on root growth in *Silene vulgaris*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18(2):348-355.
- Sherameti, I., Varma, A. (2010). Soil heavy metals (Vol. 19). Berlin, Germany: Springer.
- Sikder, S., Hasan, M. A., Hossain, M. S. (2009). Germination characteristics and mobilization of seed reserves in maize varieties as influenced by temperature regimes. *Journal of Agriculture & Rural Development*, 7(1):51-58.
- Sinha, S. K., Srivastava, H. S., Tripathi, R. D. (1993). Influence of some growth regulators and cations on inhibition of chlorophyll biosynthesis by lead in maize. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 51(2):241-246.
- Sl. glasnik br. 50/2012. Uredba o graničnim vrednostima zagađujućih materija u površinskim i podzemnim vodama i sedimentu i rokovima za njihovo dostizanje.
- Sl. glasnik RS, br. 23/94 Pravilnik o dozvoljenim količinama opasnih i štetnih materija u zemljištu i vodi za navodnjavanje i metodama njihovog ispitivanja.

- Sl.list SFRJ 74/88, metoda I.15 - Pravilnik o metodama fizičkih i hemijskih analiza za kontrolu kvaliteta žita, mlinskih i pekarskih proizvoda, testenina i brzo smrznutih testa
- Soil Survey Division Staff. (1993). Soil survey manual. Soil Conservation Service. U.S. Department of Agriculture Handbook 18.
- Spadoni, M., Voltaggio, M., Sacchi, E., Sanam, R., Pujari, P. R., Padmakar, C., Wate, S. R. (2014). Impact of the disposal and re-use of fly ash on water quality: the case of the Koradi and Khaperkheda thermal power plants (Maharashtra, India). *Science of The Total Environment*, 479:159-170.
- Spears, D. A., Martinez-Tarrazona, M. R. (2004). Trace elements in combustion residues from a UK power station. *Fuel*, 83(17):2265-2270.
- SRPS ISO 10693:2005 - Kvalitet zemljišta - Određivanje sadržaja karbonata - Volumetrijska metoda
- SRPS ISO 14870:2005 - Kvalitet zemljišta - Ekstrakcija elemenata u tragovima puferskim rastvorom DTPA
- Stalikas, C. D., Chaidou, C. I., Pilidis, G. A. (1997). Enrichment of PAHs and heavy metals in soils in the vicinity of the lignite-fired power plants of West Macedonia (Greece). *Science of the Total Environment*, 204(2):135-146.
- Stikić, R., Glamoclija, D., Demin, M., Vucelic-Radovic, B., Jovanovic, Z., Milojkovic-Opsenica, D., Jacobsen, S.E., Milovanovic, M. (2012). Agronomical and nutritional evaluation of quinoa seeds (*Chenopodium quinoa* Willd.) as an ingredient in bread formulations. *Journal of Cereal Science*, 55(2):132-138.
- Stikić, R., Jovanović, Z. (2012). Fiziologija stresa biljaka. Poljoprivredni fakultet, Univerzitet u Beogradu.
- Sugita, R., Kobayashi, N.I., Hirose, A., Iwata, R., Suzuki, H., Tanoi, K., Nakanishi, T., M. (2017). Visualization of how light changes affect ion movement in rice plants using a real-time radioisotope imaging system. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 312:717-723.
- Sun, X., Xu, Y., Zhang, Q., Li, X., Yan, Z. (2018). Combined effect of water inundation and heavy metals on the photosynthesis and physiology of *Spartina alterniflora*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 153:248-258.

- Suresh, G., Sutharsan, P., Ramasamy, V., Venkatachalapathy, R. (2012). Assessment of spatial distribution and potential ecological risk of the heavy metals in relation to granulometric contents of Veeranam lake sediments, India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 84:117-124.
- Swaine, D. J. (2000). Why trace elements are important. *Fuel Processing Technology*, 65:21-33.
- Szefer, P. (2002). Metals, metalloids and radionuclides in the Baltic Sea ecosystem (Vol. 5). Elsevier.
- Tardif, S., Cipullo, S., Sørensen, H., U., Wragg, J., Holm, P., Coulon, F., Brandt, K., K., Cave, M. (2019). Factors governing the solid phase distribution of Cr, Cu and As in contaminated soil after 40 years of ageing. *Science of The Total Environment*, 652:744-754.
- Tenkouano, G. T., Cumming, B. F., Jamieson, H. E. (2019). Geochemical and ecological changes within Moira Lake (Ontario, Canada): A legacy of industrial contamination and remediation. *Environmental Pollution*, 247:980-988.
- Testiati, E., Parinet, J., Massiani, C., Laffont-Schwob, I., Rabier, J., Pfeifer, H. R., Lenoble, V., Masotti, V., Prudent, P. (2013). Trace metal and metalloid contamination levels in soils and in two native plant species of a former industrial site: evaluation of the phytostabilization potential. *Journal of hazardous materials*, 248:131-141.
- Tian, H. Z., Lu, L., Cheng, K., Hao, J. M., Zhao, D., Wang, Y., Jia, W. X., Qiu, P. P. (2012). Anthropogenic atmospheric nickel emissions and its distribution characteristics in China. *Science of the Total Environment*, 417:148-157.
- Tomlinson, D. L., Wilson, J. G., Harris, C. R., Jeffrey, D. W. (1980). Problems in the assessment of heavy metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgol Marine Research*, 33(1-4):566-575.
- Trujillo-González, J. M., Mahecha-Pulido, J. D., Torres-Mora, M. A., Brevik, E. C., Keesstra, S. D., Jimenez-Ballesta, R. (2017). Impact of Potentially Contaminated River Water on Agricultural Irrigated Soils in an Equatorial Climate. *Agriculture*, 7(7):52.
- Tsikritzis, L. I., Ganatsios, S. S., Duliu, O. G., Kavouridis, C. V., Sawidis, T. D. (2002). Trace elements distribution in soil in areas of lignite power plants of Western Macedonia. *Journal of trace and microprobe techniques*, 20(2):269-282.

- Tumuklu, A., Zafer, F. (2008). Determination of heavy metals in soils around Afsin-Elbistan thermal power plant (Kahramanmaraş, Turkey). *Asian Journal of Chemistry*, 20(8):6376.
- Türkdoğan, M. K., Kilicel, F., Kara, K., Tuncer, I., Uygan, I. (2003). Heavy metals in soil, vegetables and fruits in the endemic upper gastrointestinal cancer region of Turkey. *Environmental toxicology and pharmacology*, 13(3):175-179.
- Ubavić, M., Bogdanović, D., Hansman, Š. (2001). Agrohemija. Institut za ratarstvo i povrtarstvo.
- Vacher, J. J. (1998). Responses of two main Andean crops, quinoa (*Chenopodium quinoa* Willd) and papa amarga (*Solanum juzepczukii* Buk.) to drought on the Bolivian Altiplano: Significance of local adaptation. *Agriculture, ecosystems & environment*, 68(1):99-108.
- Vamerali T., Bandiera M., Mosca G. (2010). Field crops for phytoremediation of metalcontaminated land. A review. *Environmental Chemistry Letters*, 8:1–17.
- Van Oosten, M. J. & Maggio, A. (2015). Functional biology of halophytes in the phytoremediation of heavy metal contaminated soils. *Environmental and experimental botany*, 111:135-146.
- Varisi, V. A., Camargos, L. S., Aguiar, L. F., Christofoleti, R. M., Medici, L. O., Azevedo, R. A. (2008). Lysine biosynthesis and nitrogen metabolism in quinoa (*Chenopodium quinoa*): Study of enzymes and nitrogen-containing compounds. *Plant Physiology and Biochemistry*, 46(1):11-18.
- Veljković, N. D., Jovičić, M. M. (2015). Razdvajanje industrijskog rasta od uticaja na životnu sredinu: Studija slučaja za sliv Južne Morave. *Chemical Industry/Hemijska Industrija*, 69(5):493-502.
- Verma, S., Dubey, R. S. (2003). Lead toxicity induces lipid peroxidation and alters the activities of antioxidant enzymes in growing rice plants. *Plant Science*, 164(4):645-655.
- Vidmar, J., Zuliani, T., Novak, P., Drinčić, A., Ščančar, J., Milačić, R. (2017). Elements in water, suspended particulate matter and sediments of the Sava River. *Journal of Soils and Sediments*, 17 (7):1917-1927.

- Vignati, D. (2004) Trace metal partitioning in freshwater as a function of environmental variables and its implications for metal bioavailability. Ph. D. Thesis, Université de Genève
- Vink, J. P. (2009). The origin of speciation: Trace metal kinetics over natural water/sediment interfaces and the consequences for bioaccumulation. *Environmental Pollution*, 157(2):519-527.
- Vitorović, S., Milošević, M. (2002). Osnovi toksikologije sa elementima ekotoksikologije. Beograd: Vizartis, Treće dopunjeno izdanje.
- Wahsha, M., Al-Rshaidat, M. M. (2014). Potentially harmful elements in abandoned mine waste. In PHEs, Environment and Human Health (pp. 199-220). Springer Netherlands.
- Wang, C., Tian, Y., Wang, X., Geng, J., Jiang, J., Yu, H., Wang, C. (2010). Lead-contaminated soil induced oxidative stress, defense response and its indicative biomarkers in roots of *Vicia faba* seedlings. *Ecotoxicology*, 19(6):1130-1139.
- Wang, G., Su, M. Y., Chen, Y. H., Lin, F. F., Luo, D., Gao, S. F. (2006). Transfer characteristics of cadmium and lead from soil to the edible parts of six vegetable species in southeastern China. *Environmental Pollution*, 144(1):127-135.
- Wang, J., Li, L., Lam, S., K., Zhang, X., Liu, X., Pan, G. (2018) Changes in nutrient uptake and utilization by rice under simulated climate change conditions: A 2-year experiment in a paddy field. *Agricultural and Forest Meteorology*, 250-251:202-208.
- Wang, J., Liu, G., Liu, H., Lam, P. K. S. (2017) Multivariate statistical evaluation of dissolved trace elements and a water quality assessment in the middle reaches of Huaihe River, Anhui, China. *Science of the Total Environment*, 583:421-431.
- Wang, M. Y., Chen, A. K., Wong, M. H., Qiu, R. L., Cheng, H., Ye, Z. H. (2011). Cadmium accumulation in and tolerance of rice (*Oryza sativa* L.) varieties with different rates of radial oxygen loss. *Environmental Pollution*, 159(6):1730-1736.
- Wang, S., Mulligan, C. N. (2006). Occurrence of arsenic contamination in Canada: sources, behavior and distribution. *Science of the Total Environment*, 366(2):701-721.
- Wang, S., Wu, W., Liu, F., Liao, R., Hu, Y. (2017) Accumulation of heavy metals in soil-crop systems: a review for wheat and corn. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(18):15209-15225.

- Water Quality for Agriculture, FAO, 1985.
- WGO (2012). Celiac disease. World gastroenterology organisation global guidelines (pp. 1–25).
- WHO/FAO, 2007. Joint FAO/WHO food standard programme codex alimentarius commission 13th session. In: Report of the Thirty Eight Session of the Codex Committee on Food Hygiene. WHO/FAO, Houston, USA.
- Woszczyk, M., Spychalski, W., Boluspaeva, L. (2018) Trace metal (Cd, Cu, Pb, Zn) fractionation in urban-industrial soils of Ust-Kamenogorsk (Oskemen), Kazakhstan—implications for the assessment of environmental quality. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190:362.
- Wu, F. B., Zhang, G. (2002). Genotypic differences in effect of Cd on growth and mineral concentrations in barley seedlings. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 69(2):219-227.
- Xu, F., Tian, X., Yin, X., Yan, H., Yin, F., Liu, Z. (2015). Trace metals in the surface sediments of the eastern continental shelf of Hainan Island: Sources and contamination. *Marine pollution bulletin*, 99(1):276-283.
- Yang, Z., Lu, W., Long, Y., Bao, X., Yang, Q. (2011) Assessment of heavy metals contamination in urban topsoil from Changchun City, China. *Journal of Geochemical Exploration* 108, pp. 27-38.
- Young, S. D. (2013). Chemistry of heavy metals and metalloids in soils. In Heavy metals in soils (pp. 51-95). Springer Netherlands.
- Zare, A. A., Khoshgoftarmanesh, A. H., Malakouti, M. J., Bahrami, H. A., Chaney, R. L. (2018). Root uptake and shoot accumulation of cadmium by lettuce at various Cd:Zn ratios in nutrient solution. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 148:441-446.
- Zayed, A., Gowthaman, S., Terry, N. (1998). Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: I. Duckweed. *Journal of environmental quality*, 27(3):715-721.
- Zeng, F., Ali, S., Zhang, H., Ouyang, Y., Qiu, B., Wu, F., Zhang, G. (2011). The influence of pH and organic matter content in paddy soil on heavy metal availability and their uptake by rice plants. *Environmental pollution*, 159(1):84-91.
- Zhang, S., Wen, J., Hu, Y., Fang, Y., Zhang, H., Xing, L., Wang, Y., Zeng, G. (2019). Humic substances from green waste compost: An effective washing agent for heavy metal

- (Cd, Ni) removal from contaminated sediments. *Journal of Hazardous Materials*, 366:210-218.
- Zhao, G. Q., Ma, B. L., Ren, C. Z. (2007). Growth, gas exchange, chlorophyll fluorescence, and ion content of naked oat in response to salinity. *Crop Science*, 47(1):123-131.
- Zhao, S., Duan, Y., Chen, L., Li, Y., Yao, T., Liu, S., Liu, M., Lu, J. (2017) Study on emission of hazardous trace elements in a 350 MW coal-fired power plant. Part 2. arsenic, chromium, barium, manganese, lead. *Environmental Pollution*, 226:404-411.
- Zhao, S., Fan, Z., Sun, L., Zhou, T., Xing, Y., Liu, L. (2017). Interaction effects on uptake and toxicity of perfluoroalkyl substances and cadmium in wheat (*Triticum aestivum* L.) and rapeseed (*Brassica campestris* L.) from co-contaminated soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 137:194-201.
- Zhou, H., Zeng, M., Zhou, X., Liao, B. H., Peng, P. Q., Hu, M., Zou, Z. J. (2015). Heavy metal translocation and accumulation in iron plaques and plant tissues for 32 hybrid rice (*Oryza sativa* L.) cultivars. *Plant and soil*, 386(1-2):317-329.
- Žarković, B., Blagojević, S. (1996). Some indicators of the effect of the "Magnohrom" industry in Kraljevo [Serbia, Yugoslavia] on the nearby environment. *Zemljište i biljka*, 45(3):217-223.
- Žarković, B., Blagojević, S. (2009). The effects of some agrotechnical measures on the uptake of nickel by maize plants. *Journal of the Serbian Chemical Society*, 74(8-9):1009-1017.
- Živković, M. (1966): Usporedna ispitivanja raznih metoda pripreme beskarbonatnih zemljišta za mehaničku analizu. *Zemljište i biljka*, 15(3):381-407.

Spisak tabela

- Tabela 1. Sadržaj elemenata u tragovima u zemljištima Evrope (ppm)
- Tabela 2. Prosečni sadržaj pojedinih mikroelemenata u nezagađenim zemljištima i površinskim vodama Evrope
- Tabela 3. Srednje vrednosti koncentracija mikroelemenata u uglju (ppm)
- Tabela 4. Sadržaj elemenata u zemljištu u blizini termoelektrana (ppm)
- Tabela 5. MDK pojedinih mikroelemenata u vodama za navodnjavanje (ppm)
- Tabela 6. Interakcije između makroelemenata i elemenata u tragovima
- Tabela 7. Prosečne koncentracije pojedinih mikroelemenata u listovima različitih biljnih vrsta (ppm)
- Tabela 8. Mehanički sastav zemljišta otvorenog profila
- Tabela 9. Mehanički sastav zemljišta /0-20 cm/
- Tabela 10. Mehanički sastav zemljišta /20-40 cm/
- Tabela 11. Mehanički sastav zemljišta /40-60 cm/
- Tabela 12. Hemijska svojstva eksperimentalne parcele (dubina 0-20 cm)
- Tabela 13. Hemijska svojstva eksperimentalne parcele (dubina 20-40 cm)
- Tabela 14. Hemijska svojstva eksperimentalne parcele (dubina 40-60 cm)
- Tabela 15. Mikroelementi, ukupni sadržaj u zemljištu na dubini od 0 do 20 cm (ppm)
- Tabela 16. Mikroelementi, ukupni sadržaj u zemljištu na dubini od 20 do 40 cm (ppm)
- Tabela 17. Mikroelementi, ukupni sadržaj u zemljištu na dubini od 40 do 60 cm (ppm)
- Tabela 18. Sadržaj pristupačnih elemenata (0-20cm) (ppm)
- Tabela 19. Srednje vrednosti i standardne devijacije koeficijenta kontaminacije, Cf, pojedinih elemenata u tragovima
- Tabela 20. Srednje vrednosti i standardne devijacije indeksa kontaminacije, PLI
- Tabela 21. Prosečni godišnji sadržaj osnovnih parametara praćenja kvaliteta vode iz kanala
- Tabela 22. Sadržaj elemenata u vodi kanala, 2011. godine (ppm)
- Tabela 23. Sadržaj elemenata u vodi kanala, 2012. godine (ppm)

- Tabela 24. Sadržaj elemenata u vodi kanala, 2013. godine (ppm)
- Tabela 25. Prosečni godišnji sadržaj mikro i makroelemenata u vodi kanala (ppm)
- Tabela 26. Sadržaj elemenata u tragovima u sedimentu kanala, 2011. godine (ppm)
- Tabela 27. Sadržaj elemenata u tragovima u sedimentu kanala, 2012. godine (ppm)
- Tabela 28. Sadržaj elemenata u tragovima u sedimentu kanala, 2013. godine (ppm)
- Tabela 29. Godišnji prosečni sadržaj elemenata u tragovima u sedimentu kanala (ppm)
- Tabela 30. Vrednost particionog koeficijenta ($\log K_d$) mikroelemenata
- Tabela 31. Sadržaj elemenata u korenu kvinoje (ppm)
- Tabela 32. Sadržaj elemenata u stablu kvinoje (ppm)
- Tabela 33. Sadržaj elemenata u listu kvinoje (ppm)
- Tabela 34. Sadržaj elemenata u semenu kvinoje (ppm)
- Tabela 35. Vrednosti koeficijenta linearne korelacije (r) sadržaja elemenata u tragovima u zemljištu i u korenu kvinoje
- Tabela 36. Vrednosti koeficijenta linearne korelacije (r) sadržaja elemenata u tragovima u zemljištu i u semenu kvinoje
- Tabela 37. Srednje vrednosti bioakumulacionog faktora, BAF_{kupni}
- Tabela 38. Srednje vrednosti bioakumulacionog faktora, BAF_{pristupačni}
- Tabela 39. Translokacioni faktor seme/koren
- Tabela 40. Kvalitet prinosa i nutritivna vrednost
- Tabela 41. Visina biljaka i biomasa u fazi formiranja semena posmatrano kroz XII primenjivanih tretmana
- Tabela 42. Visina biljaka i biomasa u fazi sazrevanja semena posmatrano kroz XII primenjivanih tretmana
- Tabela 43a. Prva merenja fizioloških parametara u fazi formiranja semena posmatrano kroz XII primenjivanih tretmana
- Tabela 43b. Druga merenja fizioloških parametara u fazi sazrevanja semena posmatrano kroz XII primenjivanih tretmana
- Tabela 44a. Srednje vrednosti elemenata u tragovima u kvinoji u fazi formiranja semena (tretmani I-VI)
- Tabela 44b. Srednje vrednosti elemenata u tragovima u kvinoji u fazi formiranja semena (tretmani VII-XII)

- Tabela 45a. Sadržaj kadmijuma u korenu (ppm) u fazi formiranja semena posmatran kroz XII primenjivanih tretmana
- Tabela 45b. Sadržaj kadmijuma u stablu (ppm) u fazi formiranja semena posmatran kroz XII primenjivanih tretmana
- Tabela 45c. Sadržaj kadmijuma u listu (ppm) u fazi formiranja semena posmatran kroz XII primenjivanih tretmana
- Tabela 45d. Sadržaj kadmijuma u semenu (ppm) u fazi formiranja semena posmatran kroz XII primenjivanih tretmana
- Tabela 46. Vrednosti koeficijenta linearne korelacije (r) sadržaja Cd u supstratu i kvinoji
- Tabela 47a. Sadržaj olova u korenu (ppm) u fazi formiranja semena posmatrano kroz XII primenjivanih tretmana
- Tabela 47b. Sadržaj olova u stablu (ppm) u fazi formiranja semena posmatrano kroz XII primenjivanih tretmana
- Tabela 47c. Sadržaj olova u listu (ppm) u fazi formiranja semena posmatrano kroz XII primenjivanih tretmana
- Tabela 47d. Sadržaj olova u semenu (ppm) u fazi formiranja semena
- Tabela 48. Vrednosti koeficijenta linearne korelacije (r) sadržaja Pb u supstratu i kvinoji
- Tabela 49a. Sadržaj elemenata u fazi sazrevanja semena (tretmani I-VI)
- Tabela 49b. Sadržaj elemenata u fazi sazrevanja semena (tretmani VII-XII)
- Tabela 50a. Sadržaj kadmijuma u korenu (ppm) u fazi sazrevanja semena posmatrano kroz XII primenjivanih tretmana
- Tabela 50b. Sadržaj kadmijuma u stablu (ppm) u fazi sazrevanja semena posmatrano kroz XII primenjivanih tretmana
- Tabela 50c. Sadržaj kadmijuma u semenu *sazrevanje semena* (ppm)
- Tabela 51. Vrednosti koeficijenta linearne korelacije (r) sadržaja Cd u supstratu i kvinoji
- Tabela 52a. Sadržaj olova u korenu (ppm) u fazi sazrevanja semena posmatrano kroz XII primenjivanih tretmana
- Tabela 52b. Sadržaj olova u stablu (ppm) u fazi sazrevanja semena posmatrano kroz XII primenjivanih tretmana

- Tabela 52c. Sadržaj olova u semenu (ppm) u fazi sazrevanja semena posmatrano kroz XII primenjivanih tretmana
- Tabela 53. Vrednosti koeficijenta linearne korelacije (r) sadržaja Pb u supstratu i kvinoji
- Tabela 54. Bioakumulacioni faktor, BAF, za seme, ukupni sadržaj metala u supstratu u fazi formiranja semena
- Tabela 55. Bioakumulacioni faktor, BAF, pristupačni sadržaj metala u supstratu u fazi formiranja semena
- Tabela 56. Bioakumulacioni faktor, BAF, za seme, ukupni sadržaj metala u supstratu u fazi sazrevanja semena
- Tabela 57. Bioakumulacioni faktor, BAF, za seme, pristupačni sadržaj metala u supstratu u fazi sazrevanja semena
- Tabela 58. Translokacioni faktor, od korena ka semenu, u fazi formiranja semena
- Tabela 59. Translokacioni faktor, od korena ka semenu u fazi sazrevanja semena
- Tabela 60. Mikrobiološka ispitivanja semena kvinoje
- Tabela 61. Mikotoksini u semenu kvinoje
- Tabela 62. Sadržaj proteina i masti u semenu kvinoje

Spisak slika

- Slika 1. Raspodela potrošnje vode između najznačajnijih privrednih grana
- Slika 2. Termoelektrana Nikola Tesla B
- Slika 3. Interakcija zemljišta i biljaka tokom usvajanja metalnih jona
- Slika 4. Šematski prikaza uticaja deficitarnih i toksičnih koncentracija na rast i razviće biljaka
- Slika 5. Različiti načini usvajanja i distribucije metala kod biljaka
- Slika 6. *Chenopodium quinoa*
- Slika 7. Kvinoja – drevna kultura
- Slika 8. Termoelektrana Nikola Tesla B, pepelište
- Slika 9. Lokacija eksperimentalne parcele
- Slika 10. Dijagram prosečnih temperatura i padavina na lokalitetu opštine Obrenovac

- Slika 11. Dijagram količine padavina na lokalitetu opštine Obrenovac
- Slika 12. Deo oglednog polja pre i posle osnovne obrade zemljišta
- Slika 13. Uzimanje uzoraka zemljišta sa burgijom
- Slika 14. Uzorkovanje vode iz kanala
- Slika 15. Šema ogleda predstavljena kroz faze razvića kvinoje
- Slika 16. Naklijavanje
- Slika 17. Pikiranje
- Slika 18. Presađivanje
- Slika 19. Teksturni trougao (Soil Survey Division Staff., 1993) sa prikazanim teksturnim klasama otvorenog profila (n=9)
- Slika 20. Teksturni trougao (Soil Survey Division Staff. 1993) sa prikazanim teksturnim klasama (n=18)
- Slika 21. Broj uzoraka koji odgovara određenim teksturnim klasama na ispitivanoj lokaciji (n=18)
- Slika 22. Prostorni sadržaj peska (a), praha (b) i gline (c) dobijen IDW tehnikom
- Slika 23. Trend emisije Ni sagorevanjem uglja iz različitih izvora (1980-2009)
- Slika 24. Odnos između pristupačne konc. Cd u zemljištu i korenu kvinoje
- Slika 25. Odnos između pristupačne konc. Cr u zemljištu i korenu kvinoje
- Slika 26. Odnos između pristupačne konc. Cu u zemljištu i korenu kvinoje
- Slika 27. Odnos između pristupačne konc. Ni u zemljištu i korenu kvinoje
- Slika 28. Odnos između pristupačne konc. Cr u zemljištu i semenu kvinoje
- Slika 29. Odnos između pristupačne konc. Ni u zemljištu i semenu kvinoje
- Slika 30. Uticaj primenjenih tretmana na visinu biljaka (cm) u fazi formiranja semena posmatrano kroz XII primenjivanih tretmana
- Slika 31. Uticaj primenjenih tretmana na visinu biljaka (cm) u fazi sazrevanja semena posmatrano kroz XII primenjivanih tretmana
- Slika 32. Bioakumulacija i translokacija Cd u korenu i nadzemnim delovima kvinoje u fazi formiranja semena posmatrana kroz XII primenjivanih tretmana
- Slika 33. Odnos između ukupne konc. Cd u supstratu i korenu
- Slika 34. Odnos između pristupačne konc. Cd u supstratu i korenu
- Slika 35. Odnos između ukupne konc. Cd u supstratu i semenu

- Slika 36. Odnos između pristupačne konc. Cd u supstratu i semenu
- Slika 37. Bioakumulacija i translokacija Pb u korenu i nadzemnim delovima kvinoje u fazi formiranja semena posmatrana kroz XII primenjivanih tretmana
- Slika 38. Odnos između ukupne konc. Pb u supstratu i korenu
- Slika 39. Odnos između pristupačne konc. Pb u supstratu i korenu
- Slika 40. Odnos između ukupne konc. Pb u supstratu i semenu
- Slika 41. Odnos između pristupačne konc. Pb u supstratu i semenu
- Slika 42. Bioakumulacija i translokacija Cd u korenu i nadzemnim delovima kvinoje u fazi sazrevanja semena posmatrana kroz XII primenjivanih tretmana
- Slika 43. Odnos između ukupne konc. Cd u supstratu i korenu
- Slika 44. Odnos između pristupačne konc. Cd u supstratu i korenu
- Slika 45. Odnos između ukupne konc. Cd u supstratu i semenu
- Slika 46. Odnos između pristupačne konc. Cd u supstratu i semenu
- Slika 47. Bioakumulacija i translokacija Pb u korenu i nadzemnim delovima kvinoje u fazi sazrevanja semena posmatrana kroz XII primenjivanih tretmana
- Slika 48. Odnos između ukupne konc. Pb u supstratu i korenu
- Slika 49. Odnos između pristupačne konc. Pb u supstratu i korenu
- Slika 50. Odnos između ukupne konc. Pb u supstratu i semenu
- Slika 51. Odnos između pristupačne konc. Pb u supstratu i semenu
- Slika 52. BAF pristupačnog sadržaja Cd u fazi formiranja i sazrevanja semena
- Slika 53. BAF pristupačnog sadržaja Pb u fazi formiranja i sazrevanja semena
- Slika 54. Tf Cd u fazi formiranja i sazrevanja semena
- Slika 55. Tf Pb u fazi formiranja i sazrevanja semena

Spisak skraćenica

BTF	–	bioakumulacioni faktor
Cf	–	koeficijent kontaminacije
Kd	–	particioni koeficijent
MDK	–	maksimalno dozvoljene koncentracije
PLI	–	indeks zagađenja zemljišta
PTE	–	potencijalno toksični elementi
TENT	–	Termoelektrana Nikola Tesla
TF	–	translokacioni faktor



Vesna Radovanović, dipl.hem za životnu sredinu

preduzetnik : Agencija za savetovanje u oblasti zaštite životne sredine, B.E.A.

Predsednik udruženja : „Centar za razvoj održive poljoprivrede sa ekološkim menadžmentom“.

Obrazovanje

Rođena sam u Beogradu 15. septembra 1982. godine, gde sam i završila osnovnu školu. Nakon završene XIII Beogradske gimnazije upisala sam Hemijski fakultet Univerziteta u Beogradu školske 2001/02 godine, studijsku grupu dipl. hemičar za životnu sredinu upisala sam školske 2005/06 godine. Diplomirala sam 23. septembra 2008. godine. Doktorske studije sam upisala iste godine na Poljoprivrednom fakultetu u Beogradu, modul Melioracije zemljišta. Doktorske studije nastavila sam školske 2018/19 godine na Fakultetu ekološke poljoprivrede, Univerzitet Edukons. Položila sam sve ispite predviđene planom i programom.

Radno iskustvo

Poljoprivredni fakultet, Univerzitet u Beogradu

Od 2008 do 2010. g stručni saradnik

Od 2010 do 2016.g asistent

Na Katedri za Agrohemiju i fiziologiju biljaka vodila sam praktičnu nastavu iz predmeta: Agrikulturna hemija, Hemija i mikrobiologija voda i Zagađivači zemljišta i voda. Učestvovala sam na projektu : „Ispitivanje mogućnosti korišćenja kontaminiranih voda za gajenje alternativnih, zdravstveno bezbednih žita“, Ministarstvo za prosvetu i nauku Republike Srbije u okviru programa tehnološkog razvoja (2011-2019). Oblast istraživanja : hemija voda, hemija i zaštita životne sredine, hemija makroelemenata i toksičnih metala u zemljištu, bonitiranje voda i zaštita od zagađivanja.

Rad na računaru : MS Office paket, Corel, internet.

Strani jezik : engleski jezik

IZJAVA KANDIDATA O AUTORSTVU DOKTORSKE DISERTACIJE

Potpisani/a Vesna Radovanović, iz Bogoljuba Čukića 14, Beograd (adresa)

IZJAVLJUJEM

da je doktorska disertacija pod naslovom

Mogućnost dobijanja nutritivno vrednih proizvoda od kvinoje (*Chenopodium quinoa* Will.) korišćenjem zagađenih voda

- rezultat mog sopstvenog istraživačkog rada,
- da predložena disertacija u celini ili u delovima nije bila predložena za dobijanje bilo koje diplome prema studijskim programima drugih visokoškolskih ustanova u zemlji i inostrantvu,
- da su rezultati istraživanja ispravno i akademski korektno navedeni, i
- da nisam tokom istraživanja i pisanja disertacije kršio/kršila tuđa autorska prava i koristio/koristila intelektualnu svojinu drugih lica kao svoju bez odobrenja.

U Sremskoj Kamenici,

datum

potpis kandidata

IZJAVA KANDIDATA O ISTOVETNOSTI
ŠTAMPANE I ELEKTRONSKE VERZIJE DOKTORSKE DISERTACIJE

Potpisana Vesna Radovanović iz Beograda, Srbija, Bogoljuba Čukića 14,

IZJAVLJUJEM

da je štampana verzija moje doktorske disertacije pod naslovom „**Mogućnost dobijanja nutritivno vrednih proizvoda od kvinoje (*Chenopodium quinoa* Will.) korišćenjem zagađenih voda**“ identična elektronskoj verziji koju sam predala Univerzitetu Edukons.

Dozvoljavam da se objave moji lični podaci vezani za dobijanje akademskog zvanja doktora nauka, kao što su ime i prezime, godina i mesto rođenja, i datum odbrane rada. Ovi podaci se mogu objaviti u publikacijama Univerziteta Edukons ili na elektronskim portalima.

U Sremskoj Kamenici, 12.03.2020.

potpis kandidata

IZJAVA KANDIDATA O KORIŠĆENJU DOKTORSKE DISERTACIJE

Potpisana Vesna Radovanović ovlašćujem Biblioteku Univerziteta Edukons da u Repozitorijum Univerziteta Edukons unese moju disertaciju pod naslovom „**Mogućnost dobijanja nutritivno vrednih proizvoda od kvinoje (*Chenopodium quinoa* Will.) korišćenjem zagađenih voda**“ koja je moje autorsko delo.

Disertaciju sam sa svim prilogima predao/predala u elektronskoj formi pogodnoj za trajno arhiviranje. Moju doktorsku disertaciju pohranjenu u Repozitorijumu Univerziteta Edukons mogu da koriste svi koji poštuju odredbe sadržane u odabranom tipu licence Kreativne zajednice (Creative Commons, <http://creativecommons.org/>), za koju sam se odlučio (zaokružiti samo jednu opciju).

1. Autorstvo
2. Autorstvo – nekomercijalno
3. Autorstvo – nekomercijalno – bez prerade
4. Autorstvo – nekomercijalno – deliti pod istim uslovima
5. Autorstvo – bez prerade
6. Autorstvo – deliti pod istim uslovima

U Sremskoj Kamenici, 12.03.2020.

potpis kandidata

Tipovi licence:

1. **Autorstvo** – Dozvoljavate umnožavanje, distribuciju i javno saopštavanje dela, i njegove prerade, ako se na ispravan/određen način navede ime autora ili davaoca licence, čak i u komercijalne svrha. Ovo je licenca koja daje najviši stepen slobode u korišćenju dela.
2. **Autorstvo – nekomercijalno**. Dozvoljavate umnožavanje, distribuciju i javno saopštavanje dela, i njegove prerade, ako se na ispravan/određen način navede ime autora ili davaoca licence, ali izvan komercijalne upotrebe dela-disertacije.
3. **Autorstvo - nekomercijalno – bez prerade**. Dozvoljavate umnožavanje, distribuciju i javno saopštavanje dela, ali bez njegove prerade, promena, preoblikovanja ili upotrebe dela u svom delu, ako se na ispravan/određen način navede ime autora ili davaoca licence, ali izvan komercijalne upotrebe dela-disertacije. Ovaj tip licence najviše ograničava prava korišćenja dela-disertacije.
4. **Autorstvo – nekomercijalno – deliti pod istim uslovima**. Dozvoljavate umnožavanje, distribuciju i javno saopštavanje dela, i njegove prerade, ako se na ispravan/određen način navede ime autora ili davaoca licence, i ako se prerada distribuira pod istom ili sličnom licencom, ali bez komercijalne upotrebe.
5. **Autorstvo – bez prerade**. Dozvoljavate umnožavanje, distribuciju i javno saopštavanje dela, ali bez njegove prerade, promena, preoblikovanja ili upotrebe dela u svom delu, ako se na ispravan/određen način navede ime autora ili davaoca licence, uz mogućnost komercijalne upotrebe dela-disertacije.
6. **Autorstvo – deliti pod istim uslovima**. Dozvoljavate umnožavanje, distribuciju i javno saopštavanje dela, i njegove prerade, ako se na ispravan/određen način navede ime autora ili davaoca licence, i ako se prerada distribuira pod istom ili sličnom licencom. Ovaj tip licence dozvoljava komercijalnu upotrebu dela-disertacije i prerada iste. Slična je softverskim licencama, tj. licencama otvorenog tipa.