

UNIVERZITET U BEOGRADU

ŠUMARSKI FAKULTET

mr Olga A. Kostić

**EKOFIZIOLOŠKE KARAKTERISTIKE NEKIH
DRVENASTIH VRSTA BILJAKA I NJIHOV
POTENCIJAL ZA REVITALIZACIJU DEPONIJE
PEPELA TERMoeLEKTRANA**

doktorska disertacija

Beograd, 2014.

UNIVERSITY OF BELGRADE

FACULTY OF FORESTRY

mr Olga A. Kostić

**THE ECOPHYSIOLOGICAL CHARACTERISTICS OF
VARIOUS WOODY PLANT SPECIES AND THEIR
POTENTIAL FOR REVITALISING FLY ASH
DEPOSITS AT THERMOELECTRIC POWER
PLANTS**

Doctoral Dissertation

Belgrade, 2014.

Mentori:

dr Milan Knežević, redovni profesor Univerziteta u Beogradu-Šumarskog fakulteta

dr Pavle Pavlović, naučni savetnik Instituta za biološka istraživanja „Siniša Stanković“,
Univerziteta u Beogradu

Članovi komisije:

dr Rade Cvjetičanin, vanredni profesor Univerziteta u Beogradu-Šumarskog fakulteta

dr Miroslava Mitrović, naučni savetnik Instituta za biološka istraživanja „Siniša
Stanković“, Univerziteta u Beogradu

dr Olivera Košanin, docent Univerziteta u Beogradu-Šumarskog fakulteta

ZAHVALNICA

Eksperimentalni deo ove doktorske disertacije urađen je u Odeljanju za ekologiju Instituta za biološka istraživanja 'Siniša Stanković' Univerziteta u Beogradu, u okviru projekta pod nazivom 'Ekofiziološke adaptivne strategije biljaka u uslovima multipnog stresa', (ev.br. 173018, rukovodilac projekta dr Pavle Pavlović), koji je finansiran od strane Ministarstva prosvete i nauke Republike Srbije i u saradnji sa Katedrom ekologije šuma, zaštite i unapređivanja životne sredine Šumarskog fakulteta Univerziteta u Beogradu.

Ovom prilikom želim da se zahvalim:

dr Milanu Kneževiću, redovnom profesoru Univerziteta u Beogradu-Šumarskog fakulteta i mentoru pri izradi ovog rada, na veoma značajnoj stručnoj pomoći, korisnim savetima, konstruktivnim komentarima i predusretljivosti tokom izrade ovog rada.

dr Pavlu Pavloviću, naučnom savetniku Instituta za biološka istraživanja 'Siniša Stanković', Univerziteta u Beogradu, kao direktoru Instituta za biološka istraživanja, rukovodiocu Odeljenja za ekologiju i mentoru pri izradi ovog rada, na dragocenoj pomoći pri izboru teme, realizaciji i interpretaciji dobijenih rezultata, kao i na korisnim primedbama, savetima i sugestijama tokom izrade ove doktorske disertacije. Posebno mu se zahvaljujem za ohrabrenje i strpljenje koji su mi pomogli da savladam sve prepreke koje su se javljale pri izradi ovog rada i radu u opšte.

dr Miroslavi Mitrović, naučnom savetniku Instituta za biološka istraživanja 'Siniša Stanković', Univerziteta u Beogradu, zahvaljujem se na dragocenim savetima, značajnim komentarima i sugestijama tokom svih faza u izradi ove doktorske disertacije, a naročito za mene značajnoj, ljudskoj podršci.

dr Radetu Cvjetićaninu, vanrednom profesoru Univerziteta u Beogradu-Šumarskog fakulteta, kao članu komisije, na uloženom trudu i vremenu, kao i stručnom angažovanju.

dr Oliveri Košanin, docentu Univerziteta u Beogradu-Šumarskog fakulteta, kao članu komisije, na korisnim stručnim savetima i iskrenoj podršci.

dr Snežani Jarić, naučnom saradniku Instituta za biološka istraživanja 'Siniša Stanković', Univerziteta u Beogradu, na značajnoj pomoći i kolegijalnosti prilikom terenskih istraživanja, a naročito na stručnoj pomoći u izradi dela disertacije koji se odnosi na floristička i fitocenološka istraživanja.

mr Gordani Gajić, istraživaču saradniku Instituta za biološka istraživanja 'Siniša Stanković', Univerziteta u Beogradu, na nesebičnoj pomoći prilikom terenskih istraživanja, čiji su stručni saveti, sugestije, kao i razmena mišljenja o mnogim temama u struci i van nje, za mene bili od neprocenjive koristi.

dr Loli Đurđeviću, naučnom savetniku Instituta za biološka istraživanja 'Siniša Stanković', Univerziteta u Beogradu, na kolegijalnoj pomoći i trajnom interesovanju i pažnji prilikom izrade ove doktorske disertacije.

dr Anki Dinić, naučnom savetniku u penziji Instituta za biološka istraživanja 'Siniša Stanković', Univerziteta u Beogradu, koja je stručnim iskustvom, svesrdnom pomoći, kao i svojim vedrim duhom, posvećenošću i životnim stavom pomogla da se napori prilikom terenskih istraživanja lakše savladaju.

dr Tanji Vukov, naučnom saradniku Instituta za biološka istraživanja 'Siniša Stanković', Univerziteta u Beogradu, na nesebičnoj pomoći i stručnim savetima vezanim za statističku obradu rezultata.

Mojim roditeljima Aleksandru i Ani Leva, porodici i prijateljima, hvala na razumevanju, podršci i ljubavi.

mr Olga A. Kostić, istraživač saradnik

Ključna dokumentaciona informacija

Redni broj (RBR)	
Identifikacioni broj (IBR)	
Tip dokumenta (TD)	Monografska publikacija
Tip zapisa (TZ)	Tekstualni štampani materijal
Vrsta rada (VR)	Doktorska disertacija
Autor (AU)	mr Olga A. Kostić, istraživač saradnik
Mentori (MN)	dr Milan Knežević, redovni profesor Univerziteta u Beogradu-Šumarskog fakulteta dr Pavle Pavlović, naučni savetnik Instituta za biološka istraživanja „Siniša Stanković“, Univerziteta u Beogradu
Naslov (NR)	Ekofiziološke karakteristike nekih drvenastih vrsta biljaka i njihov potencijal za revitalizaciju deponije pepela termoelektrana
Jezik publikacije (JP)	Srpski/latinica
Jezik izvoda (JI)	Srpski/Engleski
Zemlja publikovanja (ZP)	Srbija
Geografsko područje (UGP)	Srbija
Godina publikovanja (GP)	2014
Izdavač (IZ)	Autorski reprint
Mesto izdavanja (MI)	Kneza Višeslava 1, 11030 Beograd, Srbija
Fizički opis rada (br.pogl./str/tab./sl./citata)	8/430/77/146/706
Naučna oblast (NO)	Biotehničke nauke
Naučna disciplina	Šumarstvo
Uža naučna disciplina	Ekologija šuma, zaštita i unapređivanje životne sredine
Ključne reči (KR)	deponije pepela, revitalizacija, multipni stres, makro i mikroelementi, vitalnost, pigmenti, fenoli, oksidativni stres, adaptivni potencijal
UDK	581.522:582.092:631.453(043.3)
Čuva su u (ČU)	Biblioteci Šumarskog fakulteta, Kneza Višeslava 1, 11030 Beograd, Srbija
Izvod (I)	U tekstu koji sledi
Datum prihvatanja teme (DPT)	Odlukom Univerziteta u Beogradu, Veća naučnih oblasti biotehničkih nauka, broj 61206-1863/3-13 od 11.06.2013.
Članovi komisije (KO)	dr Milan Knežević, redovni profesor Univerziteta u Beogradu-Šumarskog fakulteta dr Pavle Pavlović, naučni savetnik Instituta za biološka istraživanja „Siniša Stanković“, Univerziteta u Beogradu dr Rade Cvjetičanin, vanredni profesor Univerziteta u Beogradu-Šumarskog fakulteta dr Miroslava Mitrović, naučni savetnik Instituta za biološka istraživanja „Siniša Stanković“, Univerziteta u Beogradu dr Olivera Košanin, docent Univerziteta u Beogradu-Šumarskog fakulteta
Važna napomena(VN)	-

EKOFIZIOLOŠKE KARAKTERISTIKE NEKIH DRVENASTIH VRSTA BILJAKA I NJIHOV POTENCIJAL ZA REVITALIZACIJU DEPONIJE PEPELA TERMOELEKTRANA

REZIME

Revitalizacija deponija pepela zasnovanijem biljnog pokrivača predstavlja postupak kojim se najbolje može umanjiti rizik za životnu sredinu i zdravlje ljudi. Uspostavljanje biljnog pokrivača, setvom zeljastih i sadnjom drvenastih vrsta biljaka, obezbeđuje fizičku i hemijsku stabilizaciju pepela, sprečava eroziju vetrom i smanjuje disperziju toksičnih hemijskih elemenata u životnu sredinu. Selekcija biljnih vrsta u tom smislu je važan faktor koji determiniše efikasnost postupka revitalizacije deponije. Istraživanja koja su predmet ove teze, sprovedena su na deponiji pepela termoelektrane ‘Nikola Tesla A’ u Obrenovcu (‘TENT A’), koja zauzima 382 ha plodnog obradivog zemljišta, na desnoj obali reke Save i to: na aktivnoj laguni (L0) u koju se mešavina pepela i vode (1:10) hidraulički doprema i na dve pasivne lagune, L1 starosti tri godine i L2 starosti jedanaest godina, na kojima se sprovodi proces privremenog-kratkotrajnog biološkog obnavljanja pasivnih laguna deponije. Cilj istraživanja bio je definisanje abiotičkih faktora koji limitiraju opstanak i rast biljaka na lagunama deponije pepela različite starosti, kao i ispitivanje ekofizioloških, biohemijskih i morfoloških karakteristika i proučavanje adaptivnog odgovora drvenastih vrsta biljaka na efekte multipnog stresa. Istraživanjima su obuhvaćene dve sađene vrste, tamariks (*Tamarix tetrandra* Pall.) i bagrem (*Robinia pseudoacacia* L.) i dve spontano kolonizovane vrste, bagrenac (*Amorpha fruticosa* L.) i bela topola (*Populus alba* L.), koje su na prostor deponije dospale sa okolnih staništa. Na osnovu dobijenih rezultata procenjen je njihov kapacitet za opstanak u uslovima deponije i potencijal za sadnju u svrhu revitalizacije ovakvih staništa.

Utvrđeno je da limitirajuće faktore za opstanak i rast biljaka na deponiji pepela ‘TENT A’, predstavljaju nepovoljne fizičke i hemijske karakteristike pepela (peskovit mehanički sastav koji uslovljava mali sadržaj vode dostupne biljkama, fina tekstura i obrazovanje cementnih slojeva koji ometaju ukorenjavanje biljaka, povišen salinitet i alkalnost, toksičnost As, B, Cu, Mo, Se, Cr i Ni i deficit C, N, P, Mn i Zn). Deponovanje pepela u vlažnim lagunama i njegova izloženost atmosferskim prilikama

(weathered ash), njegova biorekultivacija i spontano naseljavanje biljaka, pozitivno su se odrazili na promenu početnih, veoma nepovoljnih fizičkih i hemijskih karakteristika pepela. Promene su bile najizraženije u površinskom sloju pepela pasivnih laguna, sa trendom poboljšanja u korelaciji sa starenjem pepela.

Rezultatima hemijskih, fizioloških, biohemijskih i morfoloških proučavanja potvrđene su polazne hipoteze, odnosno da u uslovima pepelišta gde su izložene multipnom stresu, ispitivane vrste akumuliraju visoke koncentracije As i B, pokazuju smanjenu vitalnost i biohemijska, fiziološka i morfološka oštećenja. Takođe je potvrđeno da su različiti adaptivni odgovori i različiti adaptivni mehanizmi kod ispitivanih biljaka, vezani pre svega za procese usvajanja i translokacije polutanata, odnosno njihove distribucije, redistribucije, skladištenja i detoksifikacije u listovima i korenovima, ali i različitu tolerantnost na ekstremne klimatske uslove, a pre svega sušu. Potvrđeno je i da vrste koje spontano naseljavaju deponije pepela termoelektrana imaju veći adaptivni potencijal od vrsta koje se koriste u biorekultivaciji.

Zaključeno je da tamariks, zahvaljujući aktiviranju mehanizama antioksidativne zaštite kroz povećanje sadržaja fenolnih jedinjenja, toleranciju na povećan salinitet, sušu i ekstremno visoke temperature, poseduje visok stepen adaptiranosti i potencijal za opstanak na ovakvim staništima, što ukazuje da je izbor ove vrste na početku revitalizacionog procesa bio opravdan. Iako je značaj bagrema kao azotofiksatorne vrste, naročito na početku revitalizacionog procesa neosporan, njegova velika osetljivost na oksidativni stres i loš stabilizacioni potencijal na staništu opterećenom visokim sadržajem bioraspoloživog As i B, uslovljavaju da primena ove vrste na deponiji pepela nije preporučljiva. Višegodišnje izlaganje nepovoljnim faktorima sredine uslovalo je i da se početni visok adaptivni potencijal bele topole, koja je u prvim godinama revitalizacionog procesa najbrže osvajala prostor deponije pepela, smanjivao. Pored toga ograničavajući faktor za rast ove vrste predstavljaju nedostatak vlage u podlozi, što pored slabog stabilizacionog potencijala za supstrate sa visokim sadržajem As i B, čini belu topolu veoma nepogodnom za revitalizaciju ovakvih staništa. Bagrenac je na deponiji pepela 'TENT A' pokazao veoma značajan invazivni i stabilizacioni potencijal, osvajajući preko nasipa prostor pasivnih laguna od periferije ka centru. Kroz sintezu fenolnih jedinjenja i održavanje povoljnog odnosa fotosintetičkih pigmenata ova vrsta je tokom vremena aktivirala mehanizme tolerancije na stres izazvan toksičnim

koncentracijama As i B i deficita Mn i Zn, što je uticalo na stabilnost ćelijskih membrana i održavanje efikasnosti fotosinteze. Zahvaljujući svojoj invazivnosti, vitalnosti, ekstenzivnom korenovom sistemu kojim dobro vezuje podlogu, sposobnosti vegetativnog razmnožavanja i obogaćivanja podloge azotom i tolerantnosti na uslove koji vladaju na deponiji pepela, upotreba ove vrste može biti veoma značajna u procesima revitalizacije ovakvih staništa. Njenom organizovanom sadnjom se može obezbediti efikasnija fizička i hemijska stabilizacija pepela u cikličnom procesu njegovog deponovanja na otvorenom prostoru, kao i uspešna revitalizacija deponije pepela po prestanku rada termoelektrane.

Ključne reči: deponije pepela, revitalizacija, multipni stres, makro i mikroelementi, vitalnost, pigmenti, fenoli, oksidativni stres, adaptivni potencijal

Naučna oblast: Biotehničke nauke

Naučna disciplina: Šumarstvo

Uža naučna oblast: Ekologija šuma, zaštita i unapređivanje životne sredine

UDK broj: 581.522:582.092:631.453(043.3)

Key Word Documentation

Accession Number (ANO)	
Identification number (IBR)	
Document type (DT)	Monographic publication
Type of record (TR)	Textual printed document
Contains code (CC)	Doctoral disertation
Author (AU)	Olga A. Kostić M. Sc.
Mentors (MN)	dr Milan Knežević, Full Professor, University of Belgrade-Faculty of Forestry dr Pavle Pavlović, Principal Research Fellow, Institute of biological investigations 'Siniša Stanković', University of Belgrade
Title (TI)	The ecophysiological characteristics of various woody plant species and their potential for revitalising fly ash deposits at thermoelectric power plants
Language of Text (LT)	Serbian
Language of abstract (LA)	Serbian/English
Country of Publication (CP)	Serbia
Locality of Publication (LP)	Serbia
Publication Year (PY)	2014
Publisher (PU)	Autor's reprint
Publication Place (PP)	Kneza Višeslava 1, 11030 Belgrade, Serbia
Physical description (FD) chapter/pages/tables/pictures/citations	8/430/77/146/706
Scientific area (SA)	Biotechnical Sciences
Scientific field (SF)	Forestry
Scientific discipline (SD)	Forest ecology, protection and improvement of the environment
Key words (KW)	ash deposit, revitalisation, multiple stress, macro and microelements, vitality, pigments, phenols, oxidative stress, adaptive potential
UDC	581.522:582.092:631.453(043.3)
Holding Data (HD)	Lybrary of Faculty of Forestry, Kneza Višeslava 1, 11030 Belgrade, Serbia
Abstract (AB)	In the following text
Accepted by Scientific Board on (ACB)	Decision University of Belgrade, Biotechnical Sciences Board, No 61206-1863/3-13, dated 11.06.2013.
Thesis Defend Board (DB)	dr Milan Knežević, Full Professor, University of Belgrade-Faculty of Forestry dr Pavle Pavlović, Principal Research Fellow, Institute of biological investigations 'Siniša Stanković', University of Belgrade dr Rade Cvjetičanin, Associate Profesor, University of Belgrade-Faculty of Forestry dr Miroslava Mitrović, Principal Research Fellow, Institute of biological investigations 'Siniša Stanković', University of Belgrade dr Olivera Košanin, Assistant Professor, University of Belgrade-Faculty of Forestry

THE ECOPHYSIOLOGICAL CHARACTERISTICS OF VARIOUS WOODY PLANT SPECIES AND THEIR POTENTIAL FOR REVITALISING FLY ASH DEPOSITS AT THERMOELECTRIC POWER PLANTS

SUMMARY

The revitalisation of fly ash deposits through the formation of a plant cover is a practice which can best reduce the risk to the environment and human health. Establishing a plant cover through sowing herbaceous plants and planting woody species ensures the physical and chemical stabilisation of the ash, prevents wind erosion, and reduces the dispersal of toxic, chemical elements into the environment. The choice of plant species for this purpose is an important factor which determines how effective the revitalisation of the ash deposit site will be. The research that is the subject of this study was carried out at the fly ash deposits at the 'Nikola Tesla A' thermoelectric power plant in Obrenovac ('TENT A'), which covers an area of 382 ha of fertile cultivated land on the right bank of the River Sava. More specifically, it focussed on an active lagoon (L0), into which a pulp of ash and water (1:10) is sluiced, and two passive lagoons - L1, weathered for three years, and L2, weathered for 11 years, where the process of the temporary, short-term biological restoration of these inactive ash deposit lagoons is being carried out. The aim of the research was to define the abiotic factors which limit the survival and growth of plants at fly ash deposit lagoons weathered for different lengths of time, as well as to investigate ecophysiological, biochemical and morphological characteristics, and to study the adaptive responses of woody plant species to the effects of multiple stress. The study focussed on two planted species, tamarisk (*Tamarix tetrandra* Pall.) and black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) and two naturally colonized species false indigo (*Amorpha fruticosa* L.) and white poplar (*Populus alba* L.), which colonized the ash deposit sites from surrounding habitats. On the basis of the results obtained, these species' capacity for survival in the conditions encountered at a fly ash deposit site and their potential for being planted with the aim of revitalising this type of habitat were assessed.

It was established that the limiting factors for plant survival and growth at the 'TENT A' fly ash deposits were the unfavourable physical and chemical characteristics of the ash (its sandy composition which results in a low water content available to plants; its

fine texture and the formation of cemented layers in the ash that hinder the rooting of plants; increased salinity and alkalinity; As, B, Cu, Mo, Se, Cr and Ni toxicity; and C, N, P, Mn and Zn deficiency). The deposition of the ash in the wet lagoons and its exposure to atmospheric conditions (weathered ash), its biorecultivation, and the spontaneous colonisation of plants had a positive effect on changing the initial, highly unfavourable physical and chemical characteristics of the ash. These changes were most pronounced in the surface layer of ash at the inactive lagoons, with a positive correlation between the level of improvement and the age of the ash.

The results of chemical, physiological, biochemical and morphological research confirmed the initial hypotheses, i.e. that in the conditions at the ash deposit site, where they are exposed to multiple stress, the studied species accumulate high concentrations of As and B, and exhibit decreased vitality and biochemical, physiological and morphological damage. Furthermore, it was established that the different adaptive responses and different adaptive mechanisms of these species are linked above all to the processes of pollutant accumulation and translocation, i.e. their distribution, redistribution, storage and detoxification in leaves and roots, and also to the varying tolerance levels to extreme climatic conditions, and drought in particular. It was also found that the species which naturally colonise the ash deposit sites at the thermoelectric plant have greater adaptive potential than those used in biorecultivation.

It was concluded that tamarisk, due to the activation of antioxidant defence mechanisms through increasing the content of phenolic compounds and through its tolerance to increased salinity, drought and extremely high temperatures, possesses a high degree of adaptiveness and the potential to survive in this kind of habitat, which shows that the choice of this species at the beginning of the revitalisation process was a legitimate one. Although the importance of black locust as a nitrogen-fixing species, particularly at the start of the revitalisation process, is indisputable, its high sensitivity to oxidative stress and poor stabilising potential in a habitat with high levels of bioavailable As and B means that the use of this species at ash deposit sites is not recommended. Many years of exposure to unfavourable environmental factors also means that the initial high adaptive potential of the white poplar, which in the first years of the revitalisation process colonised the ash deposit site most quickly, was reduced. Moreover, a limiting factor to the growth of this species is the lack of moisture in the

substrate, which, in addition to its weak stabilising potential for substrates with a high As and B content, means the white poplar is highly unsuitable for the revitalisation of this type of habitat. The false indigo at the ash deposits of 'TENT A' exhibited highly significant invasive and stabilising potential, spreading over the embankment of the inactive lagoons and colonising them from the periphery towards the centre. Over time, through the synthesis of phenolic compounds and the maintenance of a favourable ratio of photosynthetic pigments, this species activated mechanisms of tolerance to stress caused by toxic concentrations of As and B and the deficit of Mn and Zn, which influenced cell membrane stability and the maintenance of photosynthetic efficiency. Due to its invasivity, vitality, extensive root system which binds the substrate well, its ability for vegetative multiplication and enriching the substrate with nitrogen, and its tolerance to the conditions which prevail at the ash deposit site, the use of this species could be of great importance in the processes of revitalising this type of habitat. Its methodical planting can ensure the more effective physical and chemical stabilisation of the ash during the cyclical process of its deposition in the open lagoons, as well as the successful revitalisation of the ash deposits when the thermoelectric power plant ceases to operate.

Key words: ash deposit, revitalisation, multiple stress, macro and microelements, vitality, pigments, phenols, oxidative stress, adaptive potential

Scientific area: Biotechnical Sciences

Scientific field: Forestry

Scientific discipline: Forest ecology, protection and improvement of the environment

UDC number: 581.522:582.092:631.453(043.3)

SADRŽAJ

1. UVOD	1
2. MATERIJAL I METODE	13
2.1. OPIS STANIŠTA	13
2.2. TERENSKA ISTRAŽIVANJA	17
2.3. LABORATORIJSKA ISTRAŽIVANJA.....	19
2.3.1. Analiza pepela i zemljišta.....	19
2.3.2. Analize biljnog materijala	21
2.3.3. Statistička obrada podataka	23
3. OPŠTE KARAKTERISTIKE ISPITIVANOG PODRUČJA	24
3.1. OPŠTINA OBRENOVAC.....	24
3.1.1. Geografski položaj, reljef, hidrološke i pedološke karakteristike opštine Obrenovac	24
3.1.2. Geološka podloga	24
3.1.3. Pedološke karakteristike	25
3.1.4. Hidrološke karakteristike.....	26
3.1.5. Klimatske karakteristike opštine Obrenovac.....	26
3.1.6. Biogeografske karakteristike	28
3.2. BEOGRAD	29
3.2.1. Geografski položaj, reljef, hidrološke i pedološke karakteristike grada Beograda.....	29
3.2.2. Klimatske karakteristike	29
4. OPŠTE KARAKTERISTIKE ISPITIVANIH VRSTA BILJAKA	31
4.1. TAMARIKS (<i>Tamarix tetrandra</i> Pall.).....	31
4.2. BAGRENAC (<i>Amorpha fruticosa</i> L.)	32
4.3. BELA TOPOLA (<i>Populus alba</i> L.).....	33

4.4.	BAGREM (<i>Robinia pseudoacacia</i> L.).....	34
5.	REZULTATI	36
5.1.	KARAKTERISTIKE ISPITIVANIH STANIŠTA.....	36
5.1.1.	Morfološki opis pedoloških profila na ispitivanim staništima	36
5.1.2.	SEM - EDS analiza čestica pepela	38
5.1.3.	Fizičke osobine supstrata.....	41
5.1.4.	Hemijske osobine supstrata	45
5.1.5.	Sezonska dinamika ukupnog sadržaja hemijskih elemenata u pepelu i zemljištu.....	48
5.1.6.	Sezonska dinamika sadržaja bioraspoložive DTPA frakcije hemijskih elemenata u pepelu i zemljištu	62
5.1.7.	Prosečan ukupni i bioraspoloživi sadržaj hemijskih elemenata u pepelu i zemljištu.....	76
5.2.	FLORISTIČKA I FITOCENOLOŠKA ISTRAŽIVANJA.....	80
5.3.	SADRŽAJ HEMIJSKIH ELEMENATA U KORENU I LISTOVIMA ISPITIVANIH VRSTA BILJAKA	91
5.3.1.	Sezonska dinamika sadržaja hemijskih elemenata u korenu ispitivanih vrsta biljaka	91
5.3.2.	Sezonska dinamika sadržaja hemijskih elemenata u listovima ispitivanih vrsta biljaka ..	122
5.3.3.	Prosečan sadržaj hemijskih elemenata u korenu i listu ispitivanih vrsta biljaka	154
5.3.4.	Biokoncentracioni (BCF) i translokacioni (TF) faktor kod ispitivanih vrsta biljaka	167
5.4.	ADAPTIVNI ODGOVOR BILJAKA NA USLOVE MULTIPNOG STRESA NA DEPONIJU PEPELA 'TENT A' U OBRENOVCU.....	173
5.4.1.	Kinetika fluorescencije hlorofila - efikasnost fotosinteze	173
5.4.2.	Sadržaj hlorofila u listovima ispitivanih vrsta biljaka	177
5.4.3.	Sadržaja ukupnih karotenoida (Tot Carot) u listovima ispitivanih vrsta biljaka	189
5.4.4.	Sadržaj antocijana (Antoc) u listovima ispitivanih vrsta biljaka.....	193
5.4.5.	Sadržaj malondialdehida (MDA) u listovima ispitivanih vrsta biljaka ..	197

5.4.6.	Sadržaj fenola u listovima ispitivanih vrsta biljaka.....	201
5.4.7.	Ukupna antioksidativna aktivnost u listovima ispitivanih vrsta biljaka.	211
5.4.8.	Ukupan biohemijski odgovor ispitivanih vrsta biljaka na stres.....	216
5.5.	MORFOLOŠKE KARAKTERISTIKE LISTOVA ISPITIVANIH VRSTA BILJAKA.....	220
5.5.1.	Vidljivi simptomi oštećenja na listovima ispitivanih vrsta biljaka.....	220
5.5.2.	Struktura periferijskih zaštita i karakteristike čestica deponovanih na površini listova ispitivanih vrsta biljaka	236
6.	DISKUSIJA	253
6.1.	KARAKTERISTIKE ISPITIVANIH STANIŠTA	253
6.1.1.	SEM – EDS analiza čestica pepela.....	253
6.1.2.	Fizičke osobine supstrata.....	255
6.1.3.	Hemijske osobine supstrata	258
6.1.4.	Sadržaj ukupnih i bioraspoloživih hemijskih elemenata u pepelu i zemljištu.....	266
6.2.	FLORISTIČKA I FITOCENOLOŠKA ISTRAŽIVANJA.....	288
6.3.	SADRŽAJ HEMIJSKIH ELEMENATA U KORENU I LISTOVIMA ISPITIVANIH VRSTA BILJAKA	295
6.4.	ADAPTIVNI ODGOVOR BILJAKA NA USLOVE MULTIPNOG STRESA NA DEPONIJU PEPELA ‘TENT A’ U OBRENOVCU.....	324
6.4.1.	Fiziološki i biohemijski odgovor biljaka na efekte multipnog stresa na staništu	324
6.4.1.1.	<i>Efikasnost fotosinteze ispitivanih vrsta biljaka.....</i>	<i>324</i>
6.4.1.2.	<i>Sadržaj pigmenata u listovima ispitivanih vrsta biljaka.....</i>	<i>330</i>
6.4.1.3.	<i>Sadržaj malondialdehida (MDA) u listovima ispitivanih vrsta biljaka.....</i>	<i>337</i>
6.4.1.4.	<i>Sadržaj fenola u listovima ispitivanih vrsta biljaka.....</i>	<i>339</i>
6.4.1.5.	<i>Ukupna antioksidativna aktivnost u listovima ispitivanih vrsta biljaka...344</i>	
6.4.1.6.	<i>Ukupan biohemijski odgovor ispitivanih vrsta biljaka na stres.....</i>	<i>347</i>
6.5.	MORFOLOŠKE KARAKTERISTIKE LISTOVA ISPITIVANIH VRSTA BILJAKA	350
6.5.1.	Vidljivi simptomi oštećenja na listovima ispitivanih vrsta biljaka.....	350

6.5.2. Strukture periferijskih zaštita listova ispitivanih vrsta biljaka i karakteristike čestica deponovanih na njihovoj površini (SEM-EDS analiza)	354
7. ZAKLJUČCI	360
8. LITERATURA	368

1. UVOD

Rastuće potrebe čovečanstva za električnom energijom su se odrazile na sve intenzivnije sagorevanje uglja kao najvažnijeg resursa za njenu proizvodnju, što kao rezultat ima ekspanziju rasta produkata koji tom prilikom nastaju (Coal Combustion Residues - CCR), koji se na osnovu veličine čestica mogu podeliti na leteći pepeo (Fly ash) i šljaku (Bottom ash). Očekuje se da do 2020. godine svetska produkcija CCR dostigne 2000 Mt godišnje (ACAA 2001). Na osnovu podataka iz 2010. godine, širom sveta se proizvede 777.1 Mt CCR (Heidrich et al., 2013), od čega leteći pepeo čini 70 – 80 % (Ahmaruzzaman, 2010). Najveći proizvođači CCR su Kina (395 Mt), SAD (118 Mt), Indija (105 Mt), Evropa (EU-15 52.6 Mt), Afrika i zemlje srednjeg istoka (32.2 Mt), Rusija (26.6 Mt), Ostatak Azije (16.7 Mt), Australija (13.1 Mt), Japan (11.1 Mt) i Kanada (6.8 Mt) (Heidrich et al., 2013). Električna energija se u Srbiji proizvodi u okviru javnog preduzeća Elektroprivrede Srbije (EPS), koga čini šest privrednih društava ('Termoelektrane Nikola Tesla', 'Termoelektrane i kopovi Kostolac', 'Termoelektrane Kosovo', 'Hidroelektrane Đerdap', 'Drinsko-limske hidroelektrane' i 'Panonske termoelektrane-toplane'). EPS raspolaže sa 8702 MW ukupne instalisane snage (Popović et al., 2013). Od toga, 5171 MW čini proizvodni kapacitet 8 termoelektrana ('Nikola Tesla A', 'Nikola Tesla B', 'Kolubara', 'Kostolac A', 'Kostolac B', 'Morava', 'Kosovo A' i 'Kosovo B') koje za proizvodnju električne energije koriste nisko kalorični ugalj (lignit) (Tehnički izveštaj EPS, 2010). Ove termoelektrane zadovoljavaju 70 – 75 % godišnjih potreba Srbije za strujom, pri čemu sagore 37 Mt lignita (Popović et al., 2013). Tokom proizvodnog procesa, one proizvedu 5.5 Mt pepela (Tehnički izveštaj EPS, 2010). Obnovačke termoelektrane 'Nikola Tesla A' ('TENT A', koju čini šest blokova ukupne instalisane snage 1652 MW) i 'Nikola Tesla B' ('TENT B', koju čine dva bloka ukupne instalisane snage 1240 MW), godišnje proizvedu između 15 i 16 milijardi kWh električne energije, što čini trećinu ukupne snage elektroenergetskog sistema Srbije. Tom prilikom one sagore približno 25 Mt nisko – kaloričnog uglja lignita i proizvedu 4 – 4.7 Mt pepela koji se odlaže na deponije pepela ukupne površine od oko 800 ha (Kisić et al., 2010; Popović et al., 2013). S obzirom da se ove dve termoelektrane nalaze u neposrednoj blizini Beograda,

one svojim radom na neposredan i posredan način ugrožavaju život skoro 2 miliona ljudi.

Ovako velika produkcija sagorevanja uglja (CCR) nametala je u razvijenim zemljama iznalaženje načina za njegovu primenu, tako da se danas pepeo iz termoelektrana koristi u industriji građevinskog materijala, za izgradnju saobraćajnica i drugih infrastrukturnih sistema, dok se jedan deo pepela koristi u poljoprivredi, za melioraciju zemljišta u cilju poboljšanja njegovih fizičkih i hemijskih karakteristika (Dželetović & Bogdanović, 2002; Asokan et al., 2005; Jala & Gojal, 2006; Senapati et al., 2011). Prosečni procenat iskorišćenog pepela u razvijenim zemljama sveta, rastao je poslednjih decenija od 30% do 53 % (ACAA, 2001, Cao et al., 2008; Heidrich et al., 2013). U različitim zemljama sveta on varira od 96.4 % u Japanu, 90.9 % u EU-15, 67.1 % u Kini, 66.5 % u ostatku Azije, 45.8 % u Australiji, 42.1 % u SAD, 33.8 % u Kanadi, 18.8 % u Rusiji, 13.8 % u Indiji, do 10.6 % u Africi i zemljama srednjeg istoka (Heidrich et al., 2013). I pored toga, velike količine pepela ostaju neiskorišćene i moraju se tretirati kao otpad koji se odlaže na otvorenom prostoru. Do skoro, pepeo je u Srbiji smatran opasnim otpadom, što je otežavalo njegovu upotrebu, ali je zahvaljujući donošenju zakona o upravljanju otpadom postao otpad sa upotrebnom vrednošću (Životić et al., 2012). I pored toga samo 2.7 % proizvedenog pepela se upotrebi u industriji cementa i betona, dok se najveći deo pepela deponuje na otvorenom prostoru, tako da je do danas, u Srbiji deponovano 250 – 300 Mt pepela na deponije koje zauzimaju 1679 ha obradivog zemljišta (Baščarević et al., 2006; Životić et al., 2012; Pavlović & Mitrović, 2013; Popović et al., 2013). Termoelektrane i deponije pepela se danas smatraju jednim od najvećih zagađivača životne sredine jer na nju utiču u smislu rizika po zdravlje ljudi i zagađivanja vazduha, vode i zemljišta. Zbog toga, negativni efekti rada termoelektrana na životnu sredinu su već dugo predmet intenzivnog istraživanja i u svetu i kod nas (Adriano et al., 1980; El-Mogazi et al., 1988; Knežević et al., 1991; Carlson & Adriano, 1993; Stojanović et al., 1994; Kisić et al., 2000; Adriano et al., 2002; Gerorgakopulus et al., 2002; Pavlović et al., 2004; Đurđević et al., 2006; Kisić et al., 2006; Dellantonio et al., 2008; Mitrović et al., 2008; Kisić et al. 2009 a,b,c; Kostić et al., 2012; Mitrović et al., 2012; Gajić et al., 2013; Pavlović & Mitrović, 2013).

Fzičke i hemijske karakteristike letećeg pepela mogu biti veoma varijabilne u zavisnosti od geološkog porekla uglja, procesa sagorevanja, načina odlaganja, vremena

izloženosti atmosferskim uslovima, morfoloških karakteristika čestica pepela i starosti pepela (Adriano et al., 1980; Jala & Gojal, 2006; Haynes, 2009). Leteći pepeo predstavlja kompleksni heterogeni materijal, praškaste teksture, koji se sastoji od amorfne i kristalne faze, čija veličina značajno utiče na njihov hemijski sastav i rastvorljivost hemijskih elemenata (El-Mogazi et al., 1988; Iyer, 2002; Kukier et al., 2003; Goodarzi, 2006). On se sastoji od brojnih hemijskih elemenata kao što su Si, Al, Fe, Ca, K, Na, Mg, Cd, Pb, Co, Cu, Mn, Mo, Ni, Zn, B, F, As, Ba, Be, Cr, Se, Sc, Ta, V i drugi, što znači da sadrži većinu esencijalnih elemenata za biljke, ali i neesencijalnih i toksičnih hemijskih elemenata koji mogu negativno uticati na rast i metabolizam biljaka (El-Mogazi et al., 1988; Singh & Yunus, 2000; Gupta et al., 2002; Vassilev & Vassileva, 2006). Ipak 90 – 99 % letećeg pepela se sastoji od Si, Al, Fe, Ca, Mg, Na i K, koji čine njegov aluminosilikatni matriks (Adriano et al., 1980; Simonović, 2003, Tabela 67). Sagorevanjem organske materije uglja koncentracija mnogih hemijskih elemenata se značajno povećava, što pepeo čini potencijalno toksičnim za živi svet (Geré et al., 2003). Veličina čestica letećeg pepela kreće se od 0.01 – 100 μm , sa prosečnim prečnikom $<10 \mu\text{m}$, što ih zajedno sa njihovom malom specifičnom masom i gustinom čini podložnim eroziji i raznošenju vetrom (Page et al., 1979; Dželetović & Filipović, 1995; Haynes, 2009). U zavisnosti od sadržaja S, pH svežeg pepela može da varira od 4.5 – 12, dok koncentracija rastvornih soli, a naročito soli B može biti veoma visoka, tako da njegova elektroprovodljivost (EC) može iznositi $>13 \text{ dS m}^{-1}$ (Page et al., 1979; Carlson & Adriano, 1993).

Na deponijama pepela, pepeo se odlaže suvim i vlažnim putem. Prilikom suvog odlaganja, pepeo se odlaže u okna preostala nakon eksploatacije uglja ili u suve lagune. Ovaj način odlaganja je osamdesetih godina prošlog veka zamenjen vlažnim odlaganjem prilikom koga se mešavina pepela i vode u odgovarajućem odnosu (1:10 ili manje) odlaže u jezera ili vlažne lagune (USEPA, 1988). Vremenom, voda iz ovih laguna otiče, spirajući toksične hemijske elemente u zemljište i u podzemne vode što predstavlja veći rizik za životnu sredinu u poređenju sa suvim odlaganjem (Polić et al., 2005; Sushil & Batra, 2006; Dellantonio et al., 2008). Ovome treba dodati, da se fine čestice letećeg pepela nošene vetrom sa suvih površina pepelišta (nakon povlačenja vode) rasipaju na okolne prostore i kontaminiraju zemljište, ugrožavaju floru, faunu i zdravlje stanovnika okolnih naselja. Zbog toga, uspostavljanje biljnog pokrivača,

odnosno revitalizacija deponija pepela predstavlja jedno od najboljih rešenja za fizičku i hemijsku stabilizaciju ovog mobilnog supstrata, odnosno svojim korenovima biljke usvajaju i vezuju toksične hemijske elementa, čime sprečavaju eroziju i njihovo ispiranje, istovremeno poboljšavajući kvalitet staništa i u mikroklimatskom i u estetskom pogledu (Carlson & Adriano, 1993; Cheung et al., 2000; Vajpayee et al., 2000; Balatinecz et al., 2001; Almeida et al., 2007; Haynes, 2009; Pandey et al., 2012; Técher et al., 2012). Različite fitoremedijacione tehnologije koje se u svetu koriste sa ciljem da se polutanti iz životnog okruženja uklone ili prevedu u stanje koje nije štetno za živi svet, predstavljaju isplativu, neinvazivnu alternativu ili tehnologije koje su komplementarne inženjerski zasnovanim metodama remedijacije, u kojima se biljke koriste za ekstrakciju, stabilizaciju, degradaciju ili volatilizaciju zagađujućih materija (Salt et al., 1998; Barceló & Poschenrieder, 2003; Pulford & Watson, 2003; Peer, 2005; Pilon-Smits, 2005). Ove metode se zasnivaju na primeni adaptacionih mehanizama koji biljkama omogućavaju da tolerišu esencijalne i neesencijalne elemente u supstratu, kroz dve osnovne strategije, a to su mehanizmi akumulacije (biljke akumulatori) i isključivanja (biljke ekskluderi) (Baker & Walker, 1990; Baker et al., 2000). Za remedijaciju veoma velikih i veoma kontaminiranih površina, gde je utvrđeno prisustvo većeg broja kontaminirajućih hemijskih elemenata, primenjuju se tehnološki postupci fitostabilizacije i fitorestauracije, odnosno revitalizacije, gde veći značaj ima izbor biljaka koje se prilikom adaptacije koriste strategijom isključenja, odnosno biljke ekskluderi (Martens et al., 2004; Baycu et al., 2006; Pourrut et al., 2011; Pandey, 2012).

Revitalizacija deponija pepela u svetu, podrazumeva da se po prestanku rada termoelektrana, a pre uspostavljanja trajnog biljnog pokrivača, pepeo prekriva slojem zemljišta, što umanjuje štetan uticaj pepela na biljke, ali ne isključuje ekološke probleme vezane za raznošenje pepela tokom aktivnog rada termoelektrane (Duggan & Scanlon, 1974; Hearing & Daniels, 1991). Radi smanjenja troškova revitalizacije, kao i zbog cikličnosti procesa deponovanja, čime se uspostavljena vegetacija periodično prekriva novim slojevima pepela, istraživanja su poslednjih decenija usmerena ka mogućnosti uspostavljanja vegetacionog pokrivača direktno na pepelu (Hodgson & Townsend 1973, Hodgson & Buckley 1975; Pavlović et al., 2004; Mitrović et al., 2008; Mitrović et al., 2012; Kostić et al. 2012; Gajić et al., 2013). Međutim, fizičke, hemijske i mikrobiološke karakteristike, pepela predstavljaju limitirajući faktor za njihov

opstanak i rast. Fina i kompaktna struktura letećeg pepela, kao i formiranje čvrstih cementnih slojeva usled pucolanske aktivnosti nekih pepela, predstavljaju ometajući faktor za nesmetan rast korena i ukorenjavanje biljaka. Tamno siva boja pepela čini da se on ponaša kao crno telo, apsorbujući ekstremno velike količine toplote, čime se povećava temperatura na površini deponije i smanjuje vlažnost, što izaziva poremećaje u funkcionisanju biljaka, posebno u letnjim mesecima. Najvažniji hemijski limitirajući faktori su: toksičnost izazvana nepovoljnim pH vrednostima i visokim koncentracijama rastvorljivih soli, visok sadržaj bora (B) i ostalih potencijalno toksičnih mikroelemenata, kao i nedostatak esencijalnih nutrijenata azota (N) i fosfora (P) (Adriano et al., 1980; El-Mogazi et al., 1988; Haering & Daniels 1991; Dosskey & Adriano 1993; Carlson & Adriano 1993; Dželetović & Filipović. 1995; Pavlović et al., 2004; Haynes, 2009). Visoke pH vrednosti mogu izazvati obrazovanje nerastvornih formi elemenata, a time i nedostatak esencijalnih nutrijenata, najčešće fosfora (P) i esencijalnih mikroelemenata poput gvožđa (Fe), mangana (Mn), cinka (Zn) i bakra (Cu) (Cary et al., 1983; Carlson & Adriano, 1991; Adriano et al., 2002). Alkalnost pepela može uzrokovati povećanu rastvorljivost arsena (As), bora (B), molibdena (Mo) i selena (Se) i njihovu akumulaciju u biljkama u toksičnim koncentracijama (Page et al., 1979; Adriano et al. 1980; Pandey et al., 2011). Prilikom sagorevanja uglja, ugljenik (C) i azot (N) se oksiduju i prelaze u gasovitu fazu, što utiče na mali sadržaj ovih elemenata u pepelu (Carlson & Adriano, 1993; Haynes, 2009). Svež leteći pepeo predstavlja biološki prazan prostor, sa smanjenim brojem slobodno-živićih i simbiotskih mikroorganizama N_2 – fiksatora, čiji razvoj limitiraju nepovoljne fizičke i hemijske karakteristike pepela (Rippon & Wood, 1975; Bogdanović, 1990; Carlson & Adriano, 1993; Machulla et al., 2004; Đorđević-Miloradović et al., 2011; Đorđević-Miloradović et al., 2012).

Istovremeno delovanje velikog broja stresnih faktora kod biljaka koje rastu na deponijama pepela može da izazove različite fiziološke i biohemijske promene u njihovim tkivima i inhibira njihov rast. Prvi organ biljaka koji dolazi u dodir sa pepelom i koji je izložen delovanju stresa je koren. Zbog toga je opstanak biljaka na deponijama pepela, gde su one izložene delovanju nepovoljnih fizičkih i hemijskih uslova supstrata, moguć zahvaljujući razvoju adaptivnih mehanizama baziranih na akumulaciji i isključivanju, koji im obezbeđuju da tolerišu deficit ili toksičnost nekog elementa u podlozi (Baker et al., 2000). Razvoj ovih mehanizama, koji određuje toleranciju i

strategiju opstanka biljaka na deponijama, najbolje se može utvrditi kroz određivanje biokoncentracionog (BCF) i translokacionog (TF) faktora (Baker, 1981). Ipak, odgovor biljaka na stres je individualna karakteristika svake vrste, pa zbog toga na iste uslove različite vrste mogu različito reagovati i razvijati različite mehanizme odbrane kao odgovor na stresne efekta ekoloških faktora na staništu. U razvoju tolerancije na stres, biljkama pomaže aktiviranje antioksidativnog sistema, koji im omogućuje da uslove stresa savladaju sa minimalnim ćelijskim oštećenjima i očuvaju ćelijsku funkciju (Foyer et al., 1994). Skoro svi tipovi stresa dovode do oslobađanja reaktivnih vrsta kiseonika (ROS), pri čemu može nastati oksidativni stress. Svi aerobni organizmi izloženi su formiranju ROS kao što su superoksid radikali ($O_2^{\bullet-}$), hidroksil radikali (OH^{\bullet}) i vodonik peroksid (H_2O_2) (Mittler, 2002). U normalnim uslovima, kod biljaka koje nisu izložene stresu, ROS se obrazuju u malim količinama, koje biljke uspešno neutrališu delovanjem antioksidativnog sistema. Međutim, izloženost biljaka stresnim faktorima životne sredine, kao što su suša, povećan salinitet, ekstremne temperature i neadekvatna mineralna ishrana u vidu nedostatka ili prekomernog sadržaja nutrijenata i teških metala, dovode do povećane produkcije ROS i njihovih derivata, čime se aktivira lanac reakcija kojima slobodni radikali izazivaju oksidativna oštećenja na važnim biomolekulima kao što su pigmenti hloroplasta, lipidi i nukleinske kiseline, inaktiviraju enzimi, zatim narušava struktura membrana, izazivaju mutacije, što na kraju dovodi do smrti ćelije (Mishra & Singhal., 1992; Cakmak, 2000; Eraslan et al., 2007 a,b; Moreno-Jiménez et al., 2009; Ajiboso & Adenuga, 2012). Ovi toksični produkti nepotpune redukcije kiseonika obrazuje se u hloroplastima, mitohondrijama i citoplazmi, ali i u membranski vezanim egzocelularnim enzimima uključenim u redoks reakcije, naročito prilikom procesa fotosintetičkog elektronskog transporta i respiracije (Asada, 1990; Dat et al., 2000). Nivo ROS regulisan je intenzitetom njihovog obrazovanja, stepenom reakcije sa biomolekulima i stepenom njihove degradacije, vezivanja i neutralisanja enzimskim ili neenzimskim antioksidantima (karotenoidi i antocijani), i sekundarnim metabolitima (fenoli) (Hodgs, 2003; Candan & Tarhan, 2003; Cervilla et al., 2012). Na abiotički stres tolerantne biljne vrste odgovaraju povećanjem svog antioksidativnog kapaciteta koji im pomaže da održe normalnu ćelijsku ravnotežu između produkcije i neutralisanja ROS (Prasad et al., 1994; Alscher et al., 2002). Niži antioksidativni kapacitet i detoksifikacioni mehanizmi u odnosu na nivo produkcije ROS kod

netolerantnih vrsta biljaka dovode do oštećenja njihovih tkiva (Michalak, 2006). Na deponijama pepela biljke su izložene istovremenom delovanju različitih abiotičkih stresnih faktora (suša, salinitet, visoka temperatura, neadekvatna mineralna ishrana) koji na biljke imaju sličan efekat (Mittler, 2002). Utvrđeno je da stresni faktori sredine koji su prisutni na deponijama pepela utiču na modifikaciju mnogih fizioloških procesa biljaka, kao i najvažnijeg među njima, proces fotosinteze i na taj način se negativno odražavaju na njihov rast (Srivastava et al., 1995; Pavlović et al., 2004; Siddiqui & Singh, 2005; Pavlović et al., 2007; Mitrović et al., 2008; Kostić et al., 2012; Mitrović et al., 2012; Gajić et al., 2013). Izloženost biljaka stresu dovodi i do redukcije sadržaja fotosintetičkih pigmenata, kao što su hlorofili i karotenoidi (Munné-Bosh & Alegre, 2000; Vajpayee et al., 2000; MacFarlane & Burchett, 2001; Mysliwa-Kurdziel & Strazalka, 2002; Thao & Yanyun, 2005; Lau et al., 2006; Gajić et al., 2009; Kostić et al., 2012; Gajić et al., 2013). Hlorofili apsorbuju svetlost iz plavog i crvenog dela spektra i njihov sadržaj direktno određuje fotosintetički potencijal biljaka, odnosno nalazi se u pozitivnoj korelaciji sa parametrom Fv/Fm (Maxwell & Johnson, 2000; Nesterenko et al., 2001; Neves et al., 2005; Mao et al., 2007). Uloga karotenoida kao pomoćnih pigmenata u procesu fotosinteze, je da prikupljaju svetlosnu energiju iz plavog dela spektra i da vrše njen transfer do hlorofila a, kao i da preuzimaju višak apsorbirane svetlosti koja ne može biti iskorišćena u fotosintezi i odaju je u vidu toplote (Jahns & Holzwarth, 2012). Ipak najvažnija uloga karotenoida je neutralisanje ROS, tripletnog stanja hlorofila i ostalih ekscitovanih molekula u pigmentnom sloju, koji oksidativnim oštećenjima ćelijskih komponenti narušavaju metabolizam biljaka, odnosno da se ponašaju kao antioksidanti i štite hlorofile sprečavajući njihovu fotooksidativnu degradaciju (Demmig-Adams, 1990; Foyer et al., 1994; Bartley & Scolnik, 1995; Candan & Tarhan, 2003). Povećanje njihovog sadržaja se može smatrati zaštitnim mehanizmom biljke koji je indukovano oksidativnim stresom (Kenneth et al., 2000; Päivöke & Simola, 2001; Pandey et al., 2010; Cervilla et al., 2012; Gond et al., 2013; Gusman et al., 2013). Deficit ili toksičnost nekog hemijskog elementa može usloviti inhibiciju biosinteze pigmenata i smanjenje efikasnosti fotosinteze, što se odražava na rast biljaka i produkciju biomase (Mysliwa-Kurdziel & Strazalka, 2002; Ghosh et al., 2004; Joshi & Swami, 2009). Da bi regulisale usvajanje energije i sprečile oksidativna oštećenja biljke primenjuju različite mehanizme kojima regulišu potrošnju i

rasipanje energije, a to su tolerancija, oporavak i „izbegavanje“ odnosno smanjivanje absorbance svetlosti zelenih tkiva. (Demmig-Adams & Adams, 1992; Niyogi, 1999). Spoljašnji mehanizmi „izbegavanja“ podrazumevaju promenu položaja lista, pojačanu maljavost, depoziciju soli, voštani sloj na površini lista, kao i različite morfološke adaptacije kao što su manja površina lista, veća debljina lista i kompaktni habitus. Unutrašnji mehanizmi kojima biljka „izbegava“ absorpciju svetlosti podrazumevaju promenu položaja hloroplasta i akumulaciju takozvanih „skrining“ jedinjenja kao što su antocijani, koja će absorpcijom dela sunčevog zračenja smanjiti količinu svetlosne energije dostupne hlorofilima (Smillie & Hetherington, 1999). Antocijani pripadaju brojnoj klasi fenolnih jedinjenja, sa zajedničkim imenom flavonoidi, koji se stvaraju u citoplazmi i transportuju u vakuole i zaslužni su za crveno-plavu obojenost velikog broja biljaka (Shirley, 1996; Neill et al., 2002; Conn et al., 2003; Tucić et al., 2009; Quina et al., 2009). Kod nekih biljnih vrsta, antocijani su permanentno prisutni u listovima, dok se kod drugih sintetišu samo tokom perioda razvijanja ili opadanja listova ili u fazi stresa (Chalker-Scott, 1999; Steyn et al., 2002; Merzlyak et al., 2008). Veliki broj istraživača zastupa teoriju da antocijani štite biljne ćelije od mnoštva stresnih faktora abiotičke i biotičke prirode, kao što su prekomerna svetlost i UV-B radijacija, temperaturni ekstremi, osmotski stres, mineralni i pH disbalans, deficit vode, različita mehanička oštećenja, napad biljojeda i patogena, herbicidi i prisustvo teških metala (Chalker-Scott, 1999; Steyn et al., 2002; Neill & Gould, 2003; Warren et al., 2003; Hughes et al., 2005; Ling-Peng et al., 2006; Kösesakal & Ünal, 2009; Cervilla et al., 2012). Generalno je prihvaćeno mišljenje da povećanjem sadržaja antocijana u svojim tkivima biljke povećavaju svoj antioksidativni odgovor sa ciljem da u uslovima delovanja različitih abiotičkih i biotičkih stresnih faktora održe odgovarajući fiziološki status u svojim tkivima (Rice-Evans et al., 1997; Neill et al., 2002; Gülçin et al., 2005). Prema tome karotenoidi i antocijani predstavljaju pigmente koji aktivno povećavaju tolerantnost biljaka na različite tipove stresa (Cervilla et al., 2012). U uslovima oksidativnog stresa akumulacija ROS u tkivima biljaka dovodi do značajnih oksidativnih oštećenja, što se manifestuje u povećanju sadržaja malondialdehida (MDA) kao produkata lipidne peroksidacije (Asada, 1999; Mittler, 2002; Mueller, 2004; Cervila et al., 2012). Oksidativna oštećenja kod nekih biljnih vrsta mogu biti smanjena povećanom sintezom fenolnih jedinjenja. Ovi sekundarni metaboliti se odlikuju

izraženom antioksidativnom aktivnošću koja potiče od njihove visoke reaktivnosti, zahvaljujući kojoj mogu da vezuju metale i smanjuju količinu ROS, peroksidaciju lipida membrana i oštećenja fotosintetičkog aparata (Grace, 2005). Promene u prijemu svetlosti, lipidnoj peroksidaciji i metabolizmu fenola mogu poslužiti kao rani biohemijski odgovor biljaka na stres pre pojave vidljivih simptoma fitotoksičnosti i koristiti se kao dijagnostički kriterijum kvantifikovanja adaptiranosti biljaka na fitotoksične karakteristike staništa, odnosno mogu se koristiti kao markeri oksidativnog stresa (Van Assche & Clijesters, 1990; Clemens, 2006; Michalak, 2006; Love et al., 2013). Po Meers et al. (2005), proceni ekološkog rizika nekog staništa treba pristupiti multidisciplinarno, tako da hemijske analize moraju biti dopunjene biološkim testovima, kojima će se utvrditi antioksidativni odgovor biljaka na metalima indukovani oksidativni stres.

Uprkos delovanju brojnih faktora koji limitiraju opstanak i rast biljaka na pepelu, pokazalo se da je osnivanje biljnog pokrivača na deponijama pepela moguće (Rai et al., 2004 a; Tripathi et al., 2004). U tom procesu ključnu ulogu ima odabir biljnih vrsta, koje mogu da rastu na pepelu u uslovima multipnog stresa (Cheung et al., 2000). Istraživanja su pokazala da vrste različito podnose stresne uslove koji vladaju na deponijama pepela i da ispoljavaju različite adaptivne strategije za opstanak (Pavlović et al., 2004; Pierzynski et al., 2004; Rai et al., 2004 a; Gupta & Sinha, 2008; Maiti & Jaiswal, 2008; Mitrović et al., 2012; Kostić et al., 2012). Hodgson i Townsend (1973), su ustanovili da su najtolerantnije vrste biljaka iz familija *Fabaceae*, *Chenopodiaceae*, *Brassicaceae* i *Poaceae*. Iako je utvrđeno da zeljaste biljke bolje podnose stresne uslove koji vladaju na deponijama pepela (Mulhern et al., 1989), postoje istraživanja koja su proučavala sposobnost drvenastih vrsta da prevaziđu fizička i hemijska ograničenja na ovakvim staništima (Hodgson & Townsend, 1973; Duggan & Scanlon, 1974; Hodgson & Buckley, 1975; Mulhern et al., 1989; Carlson & Adriano, 1991; Carlson & Adriano, 1993; Gupta & Sinha, 2008; Maiti & Jaiswal, 2008; Agarwal et al., 2011; Bisht et al., 2011; Kostić et al., 2012; Mitrović et al., 2012). Dosadašnja ekološka istraživanja su pokazala da vrste koje su pogodne za revegetaciju ovakvih staništa treba da zadovolje sledeće kriterijume: da prirodno rastu na tom području, da su višegodišnje, da imaju ekstenzivan korenov sistem i sposobnost vegetativnog razmnožavanja, da imaju sposobnost fiksacije azota (N-fiksatori), da tolerišu visok pH, salinitet i toksične

elemente, da su tolerantne na ekstremno visoke temperature i sušu (Pavlović et al., 2004; Mitrović et al., 2008; Pandey et al., 2009; Pandey & Singh, 2011; Pavlović & Mitrović, 2013). Zato se u poslednje vreme ističe značaj biljnih vrsta koje iz neposrednog okruženja spontano prodiru na ovakva antropogeno degradovana staništa i u velikom broju kolonizuju ovaj prostor (Shaw, 1996 a; Đorđević-Miloradović, 1998; Pavlović et al., 2004; Đurđević et al., 2006; Mitrović et al., 2008; Chu 2008; Gupta & Sinha, 2008; Kostić et al., 2012; Mitrović et al., 2012; Pandey, 2012; Gajić et al., 2013; Morariu et al., 2013).

Cilj istraživanja ove doktorske disertacije je definisanje abiotičkih faktora limitirajućih za opstanak i rast biljaka na deponiji pepela, ispitivanje ekofizioloških karakteristika drvenastih vrsta i pručavanje njihovog adaptivnog odgovora na efekte multipnog stresa na pepelištima različite starosti.

Istraživanja su sprovedena na lagunama deponije pepela Termoelektrane ‘Nikola Tesla A’, u Obrenovcu (Srbija) i to: aktivnoj laguni sa nativnim pepelom (L0, koji predstavlja biološki prazan prostor) i neaktivnim lagunama starosti 3 (L1), odnosno 11 godina (L2).

Kao model organizmi za ova ispitivanja izabrane su četiri vrste, tamariks (*Tamarix tetrandra* Pall.) i bagrem (*Robinia pseudoacacia* L.), koje su sađene u svrhu biološke rekultivacije i bagrenac (*Amorpha fruticosa* L.) i bela topola (*Populus alba* L.), koje su spontano kolonizovale prostor pepelišta sa okolnih staništa.

Ekofiziološke karakteristike ispitivanih biljaka procenjene su u odnosu na kontrolno stanište na obali reke Kolubare i kontrolno stanište u parku Instituta za botaniku i Botaničku baštu ‘Jevremovac’, Univerziteta u Beogradu- Biološkog fakulteta (Botanička bašta ‘Jevremovac’).

Istraživanja su obuhvatila proučavanje i određivanje:

- fizičko-hemijskog sastava pepela i zemljišta u cilju identifikacije limitirajućih faktora za funkcionisanje ispitivanih vrsta biljaka.
- efekta starenja pepela (weathering of ash) i uticaja vegetacije na kvalitet pepela
- ukupne i bioraspoložive DTPA (dietilen-triamin-pentaacetik kiselina) - frakcije hemijskih elemenata (As, B, Cu, Zn, Mn, Mo, Se, Cr i Ni) u pepelu i zemljištu u cilju procenjivanja mobilnosti i potencijalne toksičnosti hemijskih elemenata prisutnih u supstratima.

- fitocenološkog sastava vegetativnog pokrivača u cilju procene invazivnog potencijala biljaka iz neposrednog okruženja da spontano kolonizuju i opstanu na prostoru deponije pepela u uslovima višestrukog stresa.
- sadržaja hemijskih elemenata (As, B, Cu, Zn, Mn, Mo, Se, Cr i Ni) u korenu i listu.
- bioakumulacionog faktora (BF) i translokacionog faktora (TF) u cilju određivanja efikasnosti biljaka da usvajaju, transportuju i akumuliraju hemijske elemente u svojim tkivima.
- fizioloških oštećenja biljaka merenjem fotosintetičke efikasnosti fotosistema II (PSII) u listovima (Fv/Fm, Fo, Fm, Fv, t1/2 i Fm/Fo) *in situ* i *in vivo*, sa ciljem određivanja osetljivosti fotosintetičkog aparata na stres.
- količine hlorofila (Chl a, Chl b, Chl a+b, Chl a/b), karotenoida (Tot Carot) i antocijana (Anthoch) u listovima biljaka u cilju određivanja osetljivosti pigmenata koji sa jedne strane ulaze u sastav reakcionog centra PSII i antenskih pigmenata, a sa druge strane imaju značajnu ulogu u protekciji fotosintetičkog aparata.
- ‘oksidativnog’ stresa u listovima merenjem količine malondialdehida (MDA), kao indikatora slobodnih radikala i oštećenja membrana ćelija.
- količine fenolnih jedinjenja (slobodnih i vezanih formi, i ukupnih fenolnih jedinjenja) u listovima kao potencijalnih antioksidanata.
- ukupne antioksidativne aktivnosti biljaka korišćenjem 1.1-difenil-2-pikrilhidrazil (DPPH) radikala, sa ciljem definisanja ukupnog antioksidativnog potencijala biljaka u uslovima multipnog stresa.
- morfoloških promena listova kroz analizu stanja površinskih struktura listova kao i analizu veličine, oblika i hemijskog sastava čestica pepela na površini listova biljaka putem metode SEM/EDS (Skening Elektronska Mikroskopija i Energetska Disperzivna Spektrometrija).

U istraživanjima se pošlo od sledećih hipoteza:

- a) da biljke akumuliraju visoke koncentracije polutanata u uslovima pepelišta,
- b) da biljke pokazuju smanjenu vitalnost zbog izloženosti multipnom stresu,
- c) da izloženost biljaka multipnom stresu izaziva biohemijska, fiziološka i morfološka oštećenja biljaka (listova i/ili korena),

- d) da različite biljne vrste imaju različite adaptivane odgovore na efekte multipnog stresa na pepelu,
- e) da su različiti adaptivni mehanizmi vezani pre svega za procese usvajanja i translokacije polutanata, odnosno njihove distribucije, redistribucije, skladištenja i detoksifikacije u listovima i korenovima, ali i za tolerisanje ekstremnih klimatskih uslova, pre svega suše,
- f) da biljne vrste koje spontano naseljavaju deponije pepela termoelektrana imaju veći adaptivni potencijal od vrsta biljaka koje se koriste u biorekultivaciji.

Na osnovu individualnih fizioloških, biohemijskih i morfoloških odgovora ispitivanih biljnih vrsta, procenjen je njihov kapacitet za opstanak i njihov potencijal za sadnju u svrhu revitalizacije deponija pepela.

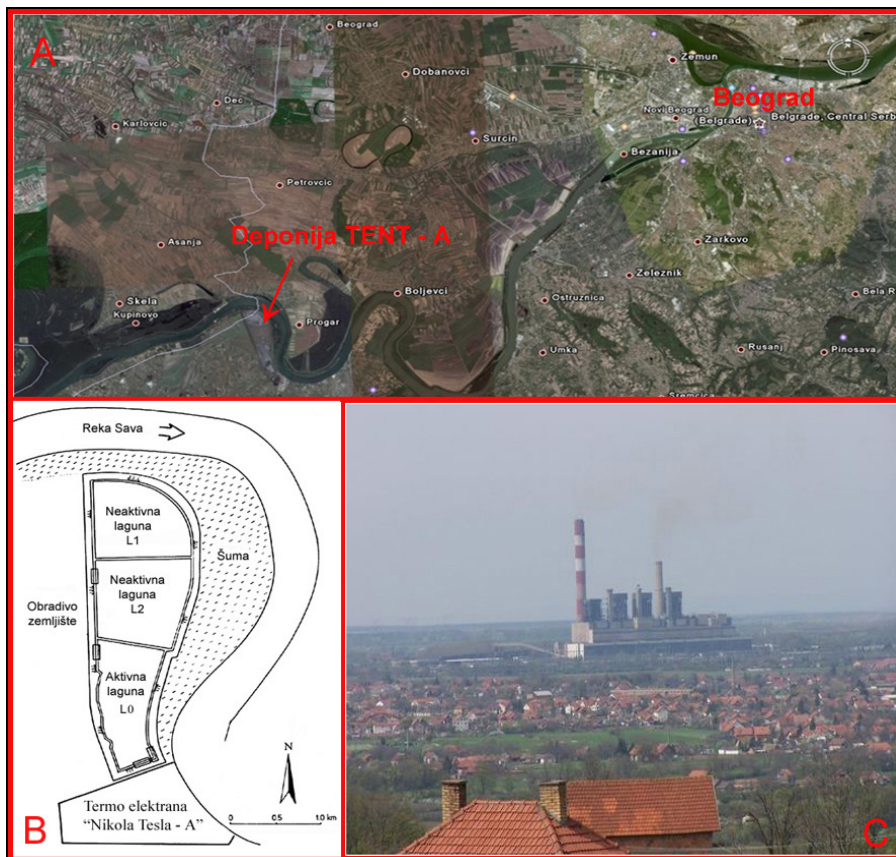
2. MATERIJAL I METODE

2.1. OPIS STANIŠTA

'TENT A' (Slika 1C), kao jedna od četiri termoelektrane u sistemu termoelektrana 'Nikola Tesla', predstavlja najveće postrojenje za proizvodnju električne energije u Srbiji, sa prosečnom proizvodnjom od više od 8 milijardi KWh godišnje. Sastoji se od šest nezavisnih blokova generatora, ukupne instalisane snage od 1652 MW. Ona se nalazi na desnoj obali reke Save, na 30 km uzvodno od Beograda (Slika 1A). Svake godine, ova termoelektrana sagori prosečno 12 Mt nisko kaloričnog uglja lignita poreklom iz kolubarskih površinskih kopova, koji se transportuje posebnom internom železnicom dugom desetine kilometara. Kao produkt sagorevanja lignita nastaje približno 2.2 – 2.5 Mt pepela godišnje (Popović et al., 2013). Tokom 2009. godine, kada su istraživanja predviđena ovim radom obavljena, ova termoelektrana je sagorela 14 854 355 t lignita, prilikom čega je nastalo 2 228 000 t pepela. Do danas na deponiji pepela 'TENT A' deponovano je 66×10^6 t pepela (Kisić et al., 2010). Ova ogromna količina pepela odlaze se na deponiji površine 382 ha, što je čini jednom od najvećih u Evropi. Deponija pepela 'TENT A' obrazovana je na plodnom obradivom zemljištu (fluvisolu) koje je formirano na aluvijalnim nanosima reke Save, na geološkoj podlozi koju čine slabo vezane tvorevine: laporci, šljunkovi, peskovi i gline (Dragičević & Karić, 2003).

Deponija se sastoji od tri vlažne lagune (L0, L1 i L2), Slika 1B., prosečne površine od oko 130 ha, u koje se pepeo i šljaka hidraulički dopremaju u smeši sa vodom (pulpa). U praksi odnos pepeo : voda se često kreće od 1: 10 do 1 : 20 (Kisić et al., 2010). Krupnije frakcije (šljaka) odvajaju se hidrocikloniranjem pepela i koriste se za periodično podizanje strana nasipa koji okružuju deponiju i dele lagune međusobno. Na deponiji se vrši mehaničko taloženje pepela iz suspenzije pepela i vode, pri čemu nastaju prelivne i drenažne otpadne vode koje se indirektno preko drenažnih kanala ispuštaju u reku Savu. Odlaganje pepela se vrši na aktivnoj laguni, dok je drugi deo deponije pepela u fazi privremenog mirovanja (pasivne - rezervne lagune), radi tehničke konsolidacije pepela i dreniranja, a taj period traje 6 - 10 godina. Do 1998. godine, aktivna je bila laguna L2, dok su lagune L1 i L0 bile pasivne. Tada, aktivna laguna

postaje L1, na koju su se pepeo i šljaka odlagali sve do kraja avgusta 2006. godine, kada je započeto sa odlaganjem na laguni L0 (Slika 2).



Slika 1. A-Satelitski snimak deponije pepela ‘TENT A’ (<https://maps.google.rs>), B-shematski prikaz deponije pepela (Dželetović & Filipović, 1995), C-‘TENT A’ u predgrađu opštine Obrenovac (<http://www.panoramio.com/photo/6651590>)



Slika 2. Aktivna laguna (L0) deponije pepela ‘TENT A’ (foto: Kostić O.)

S obzirom da su deponije pepela površinski izvori zagađenja vazduha i zemljišta, u cilju sprečavanja eolske erozije pepela sa deponija, primenjuju se odgovarajuće metode zaštite: održavanje vodenog ogledala na aktivnoj laguni, kvašenje nasipa vodom iz topova i prskača, kao i biološka rekultivacija po tehnologiji koja je u skladu sa Glavnim projektom rekultivacije deponije pepela 'TENT A' i 'TENT B', koji je 2004. godine urađen od strane Instituta za zemljište u Beogradu.

Da bi se sprečilo raznošenje pepela sa neaktivnih laguna, biološka rekultivacija na deponiji pepela 'TENT A', započinje setvom travno - leguminozne mešavine, direktno na pepeo, uz primenu agrotehničkih mera (dodavanje đubriva NPK, 15:15:15, i kvašenje zasejanih površina) (Pivić et al., 2007). Setva se sprovodi na ravnim površinama pasivnih laguna i kosim površinama nasipa, kako pasivnih, tako i aktivne lagune, sukcesivno sa gradnjom nasipa. Koristi se meliorativna mešavina koja se sastoji od trava tolerantnih u pogledu hemijskog sastava pepela i nepovoljnog vodno - vazdušnog režima supstrata. Na laguni L2 setva je izvršena u jesen 1998. godine, a na laguni L1, u jesen 2006. godine. Mešavina se sastoji od jednogodišnje trave kao noseće kulture i smeše višegodišnjih trava. Noseću kulturu je činila ozima raž (*Secale cereale* L.), dok su pored nje bile prisutne i višegodišnje trave, francuski ljulj (*Arrhenatherum elatius* (L.) P. Beauv.), italijanski ljulj (*Lolium multiflorum* Lam.), crveni vijuk (*Festuca rubra* L.), ježevica (*Dactylis glomerata* L.) i jednogodišnje, ozima grahorica (*Vicia villosa* Roth.) i višegodišnje leguminoze, žuti zvezdan, (*Lotus corniculatus* L.) i lucerka (*Medicago sativa* L.) (Pivić et al., 2007). Gustina sejanja je 270 - 300 kg/ha (Cokić et al., 2000). Nakon uspostavljanja travnog pokrivača, tokom druge ili treće godine, u unutrašnjosti laguna, vrši se sadnja reznica tamariksa (*Tamarix tetrandra* Pall.). Na nasipima, radi njihove stabilizacije i kao prirodna barijera protiv razvejanja pepela sa deponije na okolno zemljište, sade se sledeće drvenaste vrste: bagrem (*Robinia pseudoacacia* L.), tamariks (*Tamarix tetrandra* Pall.), evroamerička topola (*Populus x euramericana* /Dode/ Guinier), bela vrba (*Salix alba* L.), košaračka vrba (*Salix viminalis* L.), suručica (*Spirea x vanhouttei* Briot), forzicija (*Forsitia europaea* Deg. et Bald.), dafina (*Elaeagnus angustifolia* L.), pri čemu su prve tri najzastupljenije. Na ravnom delu lagune L2, u proleće 2000. godine posađeno je 165 200, a u jesen 25 000 reznica tamariksa, u prethodno iskopane jame dubine 40-50 cm uz dodavanje 100-150 g NPK đubriva.

Periodičnim istakanjem pepela u lagune sa formiranim biljnim pokrivačem višegodišnja sukcesija vegetacije se poništava, opet se formira biološki prazan prostor i proces ponovnog formiranja vegetacije počinje od početka.

Istraživanja koja su predmet ove doktorske disertacije sprovedena su tokom 2009. godine, na tri lokaliteta. Istraživanjima su obuhvaćene četiri drvenaste vrste, od kojih su tamariks (*Tamarix tetrandra* Pall.) i bagrem (*Robinia pseudoacacia* L.) sadene u svrhu biološke rekultivacije pepela, a bagrenac (*Amorpha fruticosa* L.) i bela topola (*Populus alba* L.) spontano pridošle na prostor deponije sa okolnog prostora.



Slika 3. Istraživana staništa: L1 - laguna starosti tri godine, L2 - laguna starosti jedanaest godina, K1 - Obala reke kolubare i K2 – park Botaničke baštae 'Jevremovac' (foto: Kostić O.)

Prvi lokalitet na kome su izvršena istraživanja je deponija pepela 'TENT A' gde su odabrana tri staništa (Slike 2 i 3). Prvo stanište je aktivna laguna deponije pepela (L0) sa nativnim pepelom (biološki prazan prostor), u koju je u trenutku istraživanja vršeno istakanje pepela iz termoelektrane (Slika 2). Drugo stanište je pasivna laguna deponije pepela koja je u trenutku istraživanja bila neaktivna tri godine (L1), a treće stanište je

pasivna laguna deponije pepela 'TENT A' koja je u trenutku istraživanja bila neaktivna jedanaest godina (L2) (Slika 3). Na obe pasivne lagune istraživanja su vršena u obodnom delu gde je vegetativni pokrivač najgušći. Drugi i treći lokalitet su kontrolna staništa (K) (Slika 3). Kontrolno stanište na obali reke Kolubare (K1), udaljeno od deponije pepela 3 km, predstavlja prirodno stanište za bagrenac, belu topolu i bagrem, dok je za alohtonu vrstu tamariks, kontrolno stanište izabrano u parku Botaničke bašte 'Jevremovac' (K2), gde on raste kao parkovska vrsta (Slika 3). Botanička bašta 'Jevremovac' kao jedinica Biološkog fakulteta Univerziteta u Beogradu, osnovana je 1874. godine, odlukom Ministarstva prosvete Kraljevine Srbije, na predlog Josifa Pančića, koji je bio i njen prvi upravnik. Prostire na površini od oko 5 ha, gde se na otvorenom prostoru nalazi preko 350 vrsta drveća i žbunova, domaćih, evropskih i egzotičnih biljaka, a ukupan biljni fond čini preko 1500 drvenastih, žbunastih i zeljastih vrsta biljaka. Prvi i drugi lokalitet se nalaze na teritoriji Opštine Obrenovac, dok se treći lokalitet nalazi na teritoriji Opštine Beograd.

2.2. TERENSKA ISTRAŽIVANJA

Na eksperimentalnim i kontrolnim staništima obavljena su sledeća terenska istraživanja:

- Fitocenološka istraživanja su na terenu vršena po metodi Braun–Blanquet (1965), a radi lakše analize prikazana su po metodi Westhoff & Van der Marrel (1973), koja predstavlja kombinovanu skalu brojnosti i pokrovnosti numeričke prirode. Odnos ove dve primenjivane skale prikazan je u Tabeli 1. Snimanja su vršena u transektima. Na nasipima, snimci su obuhvatali površinu 10 x 20 m, a u unutrašnjosti laguna 20 x 20 m. Determinacija biljnih vrsta izvršena je na osnovu Flore Srbije (Josifović et al. 1970-1980) i Ikonographie Der Flora Des Südöstlichen Mitteleuropa (Javorka and Csapody, 1975). U fitocenološkoj tabeli je pored naziva vrste prikazan stepen prisutnosti (prisutnost biljke u ukupnom broju snimaka sa te površine: I 0 – 20 %; II 20 – 40 %; III 40 – 60 %; IV 60 – 80 %; V 80 – 100 %), dok su brojnost i pokrovnost predstavljeni združenom brojnomo vrednošću.

Tabela 1. Odnos skala Braun Blanquet i Westhof & Van der Marel

Braun Blanquet	R	+	1	2	3	4	5
Westhof and Van der Marel	1	2	3	5	7	8	9
Stepen pokrovnosti (%)	1	2	5	25	50	75	100

- Otvaranja reprezentativnih pedoloških profila (staništa L1, L2 i K1) na kojima su sakupljeni uzorci u narušenom stanju radi određivanje najvažnijih fizičkih i hemijskih osobina zemljišta i pepela. Na L1 i L2 uzorci pepela su uzimani na dubinama 0 - 10 cm, 10 - 20 cm, 20 - 30 cm, 30 - 40 cm i 40 - 50 cm. Na K1 uzorci su uzimani na dubinama koje su odgovarale dubinama izdvojenih genetičkih horizonata. Na L0 i K2, zbog nemogućnosti otvaranja pedološkog profila uzorci supstrata su uzeti sa dubine od 0 - 10 cm. Sakupljeni uzorci u vazdušno suvom stanju su usitnjeni i prosejani kroz sito od 2 mm.
- Merenja fotosintetičke efikasnosti PSII metodom indukovane fluorescencije hlorofila prema metodi Krause & Weiss (1991). Kinetika fluorescencije hlorofila listova biljaka merena je *in situ* i *in vivo* pomoću portabl fluorimetra (Plant Stress Meter, Biomonitor S.C.I.AB, Sweden). Merenja su obavljena u tri sezonska preseka (maj, jul i septembar) u dvadeset ponavljanja (n=20). Pre merenja listovi su adaptirani na tamu u trajanju od 30 min, nakon čega je hlorofil 2 sekunde ekscitiran aktinskom svetlošću gustine fotona od 200 - 400 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$.
- Sakupljanje uzoraka zemljišta i pepela za određivanje sadržaja hemijskih elemenata obavljeno je na dubini od 0 – 10 cm u tri sezonska preseka (maj, jul i septembar). Uzorci su sakupljeni u neposrednoj blizini korena individua ispitivanih biljnih vrsta. Objedinjavanjem uzoraka na svakom staništu za svaki od tri sezonska preseka, dobijeno je dvanaest zbirnih uzoraka (šest uzoraka pepela i šest uzoraka zemljišta), koji su sušeni na 65 °C do konstantne težine, usitnjeni i prosejani kroz sito od 0.2 mm.
- Sakupljanje uzoraka biljnog materijala (list i koren) za određivanje sadržaja hemijskih elemenata obavljeno je u tri sezonska preseka (maj, jul i septembar). Uzorci biljnog materijala su sakupljeni sa više individua, po metodi slučajnog izbora i objedinjeni u zbirni uzorak za svaku od ispitivanih biljnih vrsta i svaki od sezonskih preseka. Dobijeno je po devet zbirnih uzoraka korena i lista za svaku od ispitivanih vrsta biljaka (ukupno 36 uzoraka korena i 36 uzoraka lista). Uzorci biljnog materijala su

oprani vodom i tri puta isprani dejonizovanom vodom, da bi se sa njihove površine uklonili svi ostaci pepela i zemljišta, a zatim osušeni do konstantne težine na 75⁰C i usitnjeni u laboratorijskom mlinu (Polymix, Kinematica AG) veličine sita 2.0 mm.

- Sakupljanje uzoraka biljnog materijala (list) u svežem stanju, radi određivanja sadržaja biljnih pigmenata (hlorofila, karotenoida i antocijana), malondialdehida, fenola i ukupne antioksidativne aktivnosti u listovima, u tri sezonska preseka (maj, jul i septembar).

- Sakupljanje listova ispitivanih vrsta biljaka radi praćenja morfoloških promena, u tri sezonska preseka (maj, jul i septembar).

2.3. LABORATORIJSKA ISTRAŽIVANJA

2.3.1. Analiza pepela i zemljišta

- Fizičke osobine zemljišta i pepela određene su analizom uzoraka sakupljenih iz pedoloških profila, a podrazumevala su merenje higroskopne vlage (sušenjem uzoraka na temperaturi od 105⁰C do konstantne težine) i utvrđivanje granulometrijskog sastava metodom sedimentacije kombinovanom pipet tehnikom u 0.4M rastvoru natrijum pirofosfata. Frakcionisanje je obavljeno prema Aterberg-u u šest frakcija (2.0 - 0.2 mm, 0.2 - 0.06 mm, 0.06 - 0.02 mm, 0.02 - 0.006 mm, 0.006 - 0.002 mm i < 0.002 mm).

- Hemijske osobine zemljišta i pepela određene su analizom uzoraka sakupljenih iz pedoloških profila i obuhvatile su: elektrometrijsko određivanje aktivne kiselosti (u H₂O) i supstitucione kiselosti (u 0.1M KCl), hidrolitičke kiselosti po metodi Kappen-a (Y1), sume absorbovanih baznih katjona po metodi Kappen-a (S), totalnog kapaciteta adsorpcije za katjone (T) računskim putem, sume kiselih katjona (T-S) računskim putem, stepena zasićenosti bazama (V) po Hissink-u računskim putem, ukupnog azota po metodi Kjedadhal-a, sadržaja fiziološki dostupnih oblika P₂O₅ i K₂O₂ (mg/100 g zemljišta, pepela) Al metodom, količine ugljenika po metodi Tjurin-a u modifikaciji Simakov-a (1957) i odnosa C : N, računskim putem. Sadržaj rastvorljivih soli u pepelu i

zemljištu određen je merenjem električne provodljivosti (EC [dS/m]) u ekstraktu pepela (zemljišta) : vodi = 1 : 5.

- Sadržaj hemijskih elemenata u pepelu i zemljištu (As, B, Cu, Zn, Mn, Mo, Se, Cr, Ni) određen je prema metodi USEPA 3051 (1994), pripremom uzoraka putem vlažne digestije u mikrotalasnoj peći (CEM, 39 MDS-2000). Uzorci pepela i zemljišta razoreni su u teflonskim posudama tipa ACV (Advanced Composite Vesseles), 0.5g pepela (zemljišta) / 10 ml HNO₃, u pet ponavljanja (n=5). Koncentracije navedenih elemenata merene su metodom optičke emisije spetrometrije za simultanu multielementarnu analizu (ICP-OES, Spectro Genesis). Sadržaj hemijskih elemenata izražen je u µg/g zemljišta.

- Bioraspoložive DTPA (diethylene-triamine-pentaacetic acid) frakcije hemijskih elemenata (As, B, Cu, Zn, Mn, Mo, Se, Cr, Ni) u pepelu i zemljištu određene su po metodama Lindsay and Norvell (1969). Uzorci pepela i zemljišta (10 g uzorka) rastvoreni su u 20 ml rastvora 5 mM DTPA / 100 mM TEA (trietanolamin) / 10 mM CaCl₂ x 2H₂O (pH rastvora 7.3), u pet ponavljanja (n=5). Posle dva sata kontinuiranog mućkanja uzorci su profiltrirani, a koncentracije navedenih elemenata merene su metodom optičke emisije spetrometrije za simultanu multielementarnu analizu (ICP-OES, Spectro Genesis). Sadržaj bioraspoložive frakcije hemijskih elemenata izražen je u µg/g zemljišta.

- Analitičke procedure su validirane korišćenjem standardnog referentnog materijala, koji je prošao kroz standardni postupak digestije radi kontrole kvaliteta laboratorijskog protokola: leteći pepeo (Fly ash from pulverised coal – BCR - 038) i zemljište (Loam soil - ERM - CC141), sa tačnošću od 100 ± 20 %. Referentni materijal je dobijen od Instituta za Referentne Materijale i Merenja (IRMM, Institute for Reference Materials and Measurements, Geel, Belgium), a odobrila ga je i sertifikovala Evropska komisija (EC - JRC, European Commision - Joint Research Centre).

- Oblik, veličina i hemijski sastav čestica pepela određivan je SEM mikroskopijom (JOEL, JSM - 6460LV), korišćenjem EDS programa (energetska - disperzivna spektrometrija), zajedno sa Oxford, INCA mikroanalitičkim sistemom sa posebnim softverom za tačkastu mikroanalizu i hemijsko mapiranje površine. Uzorci čestica pepela, pripremljeni na traci ugljenika i neparavani zlatom (BALTEC SCD005, Sputter

Coater) prema metodi USEPA (2002), snimani su u uslovima niskog vakuuma (50 kPa) na WD 10 mm i naponom ubrzanja od 10 - 20 KV.

2.3.2. Analize biljnog materijala

- Sadržaj hemijskih elemenata u korenu i listu (As, B, Cu, Zn, Mn, Mo, Se, Cr, Ni) određen je prema metodi USEPA 3052 (1996), pripremom uzoraka putem vlažne digestije u mikrotalasnoj peći (CEM, 39 MDS - 2000). Uzorci biljnog materijala (list i koren) razoreni su u teflonskim posudama tipa ACV (Advanced Composite Vesseles), 0.4 g / 12 ml HNO₃ i 4 ml H₂O₂, u pet ponavljanja (n=5). Koncentracija hemijskih elemenata merena je metodom optičke emisije spetrometrije za simultanu multielementarnu analizu (ICP - OES, Spectro Genesis). Sadržaj hemijskih elemenata u korenu i listu izražen je u mg/g uzorka. Analitičke procedure su validirane korišćenjem standardnog referentnog materijala, koji je prošao kroz standardni postupak digestije radi kontrole kvaliteta laboratorijskog protokola: list bukve (Beech leaves – BCR - 100), sa tačnošću od 100 ± 15 %. Referentni materijal je dobijen od Instituta za Referentne Materijale i Merenja (IRMM, Institute for Reference Materials and Measurements, Geel, Belgium), a odobrila ga je i sertifikovala Evropska komisija (EC - JRC, European Commision - Joint Research Centre).

- Bioakumulacioni faktor (BF) kojim se definiše odnos između sadržaja hemijskog elementa u korenu (listu) i sadržaja elementa u supstratu ([Element] koren (list) / [Element] pepeo ili zemljište) i translokacioni faktor (TF) kojim se definiše odnos između sadržaja hemijskog elementa u listu i sadržaja elementa u korenu ([Element] list / [Element] koren) određeni su računskim putem.

- Sadržaj hlorofila (Chl a i Chl b), kao i ukupnih karotenoida (Tot Carot) u listovima biljaka određen je merenjem apsorbance ekstrakta odsečka lista u 1 ml dimetil sufoksid (DMSO) na talasnim dužinama od 663 nm, 645 nm i 480 nm na spektrofotometru (Shimadzu UV-160), u pet ponavljanja (n=5). Ekstrakt je dobijen zagrevanjem rastvarača DMSO na 65⁰C do obezbojavanja lisnog odsečka. Koncentracija Chl a i Chl b, određena je prema formulama Arnon (1949), a koncentracije Tot Carot prema formuli Wellburn (1994). Chl a+b i odnos Chl a/b određeni su računskim putem. Vrednosti pigmenata su izražene u mg/g suve materije.

- Sadržaj antocijana (Antoc) u listovima određen je prema metodi Creasy (1968) i Proctor (1974) u pet ponavljanja (n=5). Odsecci listova zagrevani su na 65⁰C 2h u 1 ml DMSO rastvarača, a zatim još 4 h, nakon dodavanja 0.5 ml 2N HCl. Absorbanca tako dobijenog ekstrakta izmerena je na talasnim dužinama od 530 nm, 620 nm i 650 nm na spektrofotometru (Shimadzu UV-160), a izračunata koncentracija antocijana je izražena kao cyanidin-3-glucoside ekvivalentni u mg/g suve težine.

- Sadržaj malondialdehida (MDA, malondyaldehyde) određen je u listu, prema metodi Heath and Parker (1968), u pet ponavljanja (n=5). Sveži uzorci listova (0.5 g) homogenizovani su u 5 ml 80 % etanola uz dodavanje 0.05 ml 2 % butilovanog hidroksitoluena u etanolu (BHT), radi sprečavanja oksidacije. Homogenat je centrifugiran 10 min pri brzini od 3000 x g na 4⁰C. 1 ml supernatanta uz 0.5 ml 0.65% tiobarbiturne kiseline (TBA, thiobarbituric acid) i 0.5 ml 10% trihloroacetatne kiseline (TCA, trichloacetic acid) zagrevan je 15 min., na 95⁰C, a zatim hlađen na ledu i ponovo centrifugiran 10 min pri brzini od 3000 x g. Absorbanca ekstrakta merena je na 450 nm, 532 nm i 600 nm na spektrofotometru, a količina MDA izračunata prema jednačinama Blum and Ebercon (1981), Du and Bramlage (1992) i Hodges et al. (1999).

- Sadržaj fenola (slobodnih i vezanih) u listu određen je prema metodi Đurđević et al. (2007 a), u pet ponavljanja (n=5). Slobodni fenoli kao visoko rastvorne frakcije određeni su ekstrakcijom iz 2 g suvog biljnog materijala u 80 % etil alkoholu i etil acetatu. Vezani fenoli koji postoje kao estri ili su vezani za polisaharide matriksa ćelijskog zida ili su polimerizovani u lignin, određeni su hidrolizom suvog ostatka u 2 N HCl i prevođenjem u etil acetat. Njihov sadržaj je određen korišćenjem Folin - Čokolto reagensa (Feldman & Hanks, 1968) merenjem apsorbance ekstrakta na 660 nm na spektrofotometru. Kalibraciona kriva je formirana na osnovu različitih koncentracija ferulinske kiseline (Serva, Nemačka). Sadržaj ukupnih fenola u listovima određen je računskim putem i izražen u mg/g suve materije.

- Ukupna antioksidativna aktivnost u listovima biljaka određena je korišćenjem DPPH slobodnog radikala (1.1-difenil-2-pikrilhidrazil), prema metodi Blois (1958), Hatano et al. (1988) i Brand-Williams et al. (1995) sa modifikacijama. Ekstrakt homogenizovanih svežih listova (0.5 g / 10 ml 95 % etanola) u tri rastuće koncentracije (2 µl, 10 µl i 25 µl) uz dodatak 0.5 ml DPPH, dopunjen je do 1 ml 95 % etanolom, a zatim držan u sušnici 30 min na 27⁰C. Apsorbanca ekstrakta merena je na 517 nm na

spektrofotometru. Efikasna koncentracija IC 50, koja se definiše kao količina antioksidanata u uzorku potrebna da smanji početnu koncentraciju DPPH radikala za 50%, izračunata je i izražena u mg/ml. Analiza je urađena u pet ponavljanja (n=5). Za poređenje antioksidativnog potencijala uzoraka određivana je DPPH antioksidativna aktivnost askorbinske kiseline i nekoliko fenolnih kiselina (p-kumarinska, ferulinska, vanilinska i siringinska kiselina) uzetih kao referentni standardi.

- Morfološke promene listova ispitivanih biljaka detektovane su analizom svežeg i herbarizovanog materijala, pri čemu je izvršena karakterizacija, opis i fotografisanje svih promena i oštećenja na listovima. Stanje površinskih struktura listova, kao i morfološka i hemijska analiza čestica pepela deponovanog na listovima određena je SEM mikroskopijom (JEOL, JSM-6460LV) korišćenjem EDS programa (Oxford, INCA), metodom naporavanja zlatom (BALTEC SCD005, Sputter Coater) prema metodi USEPA (2002).

2.3.3. Statistička obrada podataka

- Statistička analiza obuhvatila je utvrđivanje srednje vrednosti (M) i standardne devijacije (SD) za svaki od izmerenih parametara u podlozi i u biljnom materijalu. Analizom varijansi (Factorijal ANOVA) je utvrđen stepen razlika u vrednostima svih merenih parametara tokom sezone (vremenska dinamika) i između staništa (prostorna dinamika). Pirsonov (p) koeficijent korelacije korišćen je da bi se utvrdio značaj i odnos koji postoji između svih merenih parametara. Kanonijska diskriminantna analiza (DCA) korišćena je za utvrđivanje razlika između staništa, kao i za utvrđivanje razlika između biljnih vrsta, odnosno izdvajanje varijabli kojima se vrši razdvajanje između definisanih grupa. Statistička analiza dobijenih podataka obrađena je u statističkom paketu SYSTAT 7 (Systat Software, Inc. 2004).

3. OPŠTE KARAKTERISTIKE ISPITIVANOG PODRUČJA

3.1. OPŠTINA OBRENOVAC

3.1.1. Geografski položaj, reljef, hidrološke i pedološke karakteristike opštine Obrenovac

Opština Obrenovac se nalazi u središnjem delu donjokolubarskog basena. U zajednicu beogradskih opština uključena je 1957. godine. Teritorija ima oblik četvorougla i prostire se između $44^{\circ} 30' 13''$ i $44^{\circ} 43' 00''$ severne geografske širine i $19^{\circ} 58' 51''$ i $20^{\circ} 20' 25''$ istočne geografske dužine. Desna obala reke Save predstavlja njenu severnu granicu. Na istoku i jugu ova opština se graniči sa Šumadijom, dolinama reka Kolubare i Tamnave, a na zapadu se nalaze ogranci planine Cer. Ona zauzima teritoriju od $409,96 \text{ km}^2$ na kojoj živi 71 000 stanovnika. Najveći deo teritorije Obrenovca (56.3%) je izrazito ravničarski, sa nadmorskom visinom nižom od 100 m, dok su na istoku i jugoistoku, prema zapadnim padinama planine Avala i na zapadu ka planini Cer, pojedini delovi brežuljkasti i blago brdoviti. Nadmorsku visinu od 100 do 200 m ima 35.9 % teritorije, sa nagibom ispod 1° , a brdoviti deo (8 % teritorije), na desnoj dolinskoj strani reke Kolubare ima nešto veći nagib od oko 10° . Najviša tačka je vrh Bukvik (221 m n.v.) u ataru sela Mislođin, a najniža tačka od 73 m n.v. je na severu u širokom meandru reke Save (Dragičević & Karić, 2003).

3.1.2. Geološka podloga

Na teritoriji opštine Obrenovac javljaju se isključivo sedimentne stene kenozojske starosti. U jugoistočnom delu zastupljene su najstarije miocenske naslage, a uz korita reka Save i Kolubare peskovi, šljunkovi i sugline (Dragičević & Karić, 2003). Neogene tvorevine leže transgresivno preko starijih paleozojskih i mezozojskih naslaga. Neogeni

sedimenti su taloženi kao produkt Panonskog mora u toku miocena i pliocena, u marinskim, braktičnim, kaspibraktičnim i slatkovodnim režimima. Glavni predstavnici stena su slabovezane tvorevine: laporci, šljunkovi, peskovi i gline (Dragičević & Karić, 2003). Priobalni delovi Save i Kolubare, izgrađeni od sedimenata sličnog porekla i litološkog sastava, imaju identične vodonosne slojeve.

Na teritoriji opštine Obrenovac, izražen je proces erozije, posebno istočno od reke Kolubare, kao i proces akumulacije erodovanog materijala, u donjem delu njenog toka, tako da se najveći deo opštine Obrenovac nalazi na makroplavini reke Kolubare. Zbog toga se pri svakom većem vodostaju stvaraju idealni uslovi za pojavu poplava (Dragičević, 2002).

Na osnovu skale koja po seizmičkoj stabilnosti i stabilnosti geološke podloge terene deli na četiri grupe, na teritoriji opštine Obrenovac nema kategorije najpovoljnijih terena. Kategorija povoljnih terena obuhvata jugozapadni deo opštine, a kategorija uslovno povoljnih terena karakteristična je za aluvijum reke Kolubare i Tamnave i zapadni deo opštine. Nepovoljni tereni nalaze se u severnom i istočnom delu opštine Obrenovac. Najzastupljenija kategorija nepovoljnih terena su umirena i aktivna klizišta, koja zahtevaju značajna materijalna ulaganja oko sanacije. Pored ovoga, pri gradnji važnih industrijskih objekata, treba imati u vidu i činjenicu da se teritorija opštine Obrenovac nalazi u zoni 7-og i 8-og stepena MCS seizmičke skale (Đorđević & Panić, 2006).

3.1.3. Pedološke karakteristike

Sva zemljišta na prostoru opštine Obrenovac mogu se prema svojoj starosti podeliti na starija i mlada, što je uslovljeno delovanjem pedogenetskih činilaca i vremena. Prostor opštine se nalazi na dodiru nekoliko rečnih tokova (Sava, Kolubara, Tamnava), koje karakteriše izrazito meandriranje pa shodno tome i fluvijalna erozija, tako da se u rečnim dolinama najčešće nalaze mlada zemljišta. U nižim delovima teritorije opštine Obrenovac zastupljeno je aluvijalno zemljište, ilovasto na ritskoj crnici, koje ima baznu reakciju, dok u višim delovima dominiraju gajnjače i glejno zemljište koje je pretežno kisele reakcije (Dragičević & Karić, 2003).

3.1.4. Hidrološke karakteristike

Teritorija Opštine Obrenovac, koja pripada slivovima dve velike reke Save i Kolubare, bogata je površinskim i podzemnim vodama i velikim rezervama termalne vode. Reka Sava koja predstavlja njenu severnu granicu, pre podizaja nasipa, često je plavila veći deo njene teritorije. Reka Kolubara koja protiče sredinom teritorije opštine Obrenovac, ima karakteristike bujičnog rečnog toka te predstavlja opasnost zbog čestih izlivanja u prolećnom periodu. Ipak, pored značajnih rezervi vode na teritoriji opštine Obrenovac, njen kvalitet je veoma nizak. Postojanje brojnih divljih deponija koje su veoma često locirane na jednoj od njenih obala ili rečnih terasa, gradske deponije u jednom od meandara reke, iskopavanje i prerada uglja, kao i ispuštanje kanalizacionih voda, pretvorilo je reku Kolubaru u najveći recipijent otpadnih voda, ne samo ove opštine, već i otpadnih voda iz gornjeg dela njenog sliva, dok je ugroženost podzemnih vode posledica neadekvatnog održavanja deponije pepela u Obrenovcu i Grabovcu (Dragičević & Karić, 2003).

Zahvaljujući evoluciji terena i njegovom geološkom sastavu, na ovom prostoru se formira veliki kolektor podzemnih voda, koji predstavlja deo prostrane hidraulički povezane freatske izdani Mačve, Kolubare i Tamnave. Na ovu izdan nadovezuje se i Makiš, glavni vodozahvat za preradu vode i vodosnabdevanje Beograda, koji se nalazi samo deset kilometara od ušća reke Kolubare u Savu. To čini ovaj region prirodnim resursom od nemerljivog značaja kada su u pitanju podzemne vode (Dragičević & Karić, 2003). Zbog toga o kvalitetu vode u reci Kolubari, sanaciji i održavanju deponija pepela na teritoriji opštine Obrenovac, kao i o kvalitetu podzemnih voda, treba posvetiti posebnu pažnju.

3.1.5. Klimatske karakteristike opštine Obrenovac

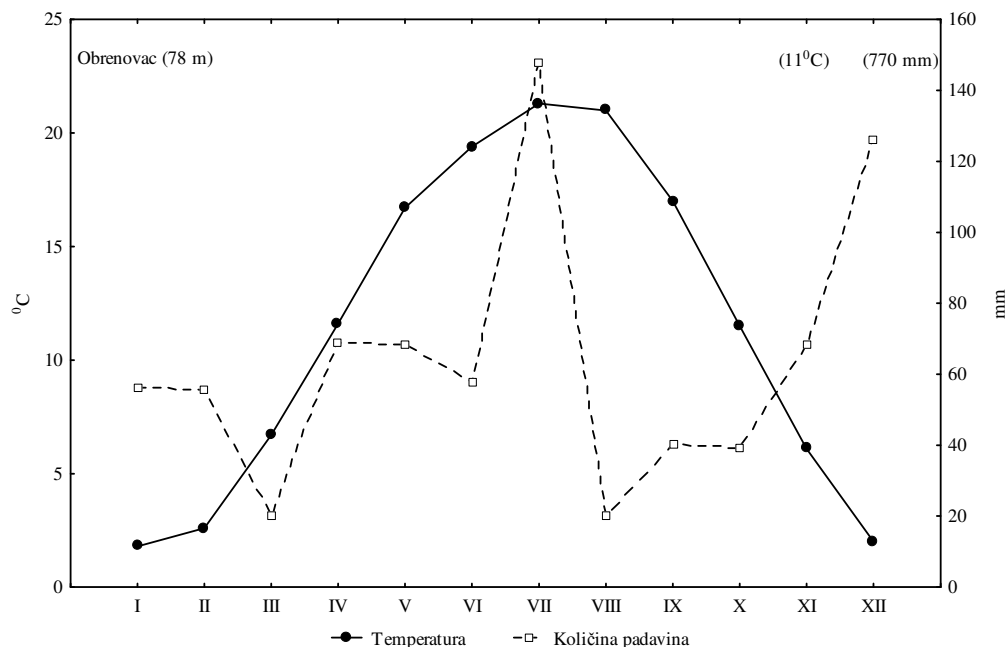
Osnovne klimatske karakteristike opštine Obrenovac uslovljene su njenim geografskim položajem, širokom otvorenosću prema Panonskoj niziji i reljefom. Njena umereno kontinentalna klima sa kontinentalnim pluviometrijskim režimom, karakteriše se toplim letima i hladnim zimama, sa temperaturnim minimumom u januaru i

maksimumom u julu. Zbog potpune otvorenosti prema severu i severozapadu i nepostojanja izrazitijih orografskih prepreka, teritorija opštine Obrenovac se često nalazi pod uticajem hladnih vazdušnih masa koje preko severne i srednje Evrope lako prodiru na jug, kao i ciklona koji dolaze iz Đenovskog zaliva i kreću se dolinom Save i dalje, dolinom Dunava prema Crnom moru (Dragičević & Karić, 2003)

Pravac vetrova koji duvaju na teritoriji opštine Obrenovac je veoma značajan zbog rasporeda pojedinih zagadivača. Naime, položaj deponija pepela na prostoru opštine Obrenovac (lociranih u njenom zapadnom i severozapadnom delu) je takav, da vetrovi iz zapadnog i severozapadnog kvadranta, koji duvaju tokom leta, direktno ugrožavaju veliki deo njene teritorije. Vetar iz jugoistočnog kvadranta, koji najčešće duva (svaki treći dan), na teritoriju opštine Obrenovac donosi zagađujuće materije iz Crljena i površinskog kopa lignita. Dani sa jakim vetrom, tokom godine, javljaju se relativno često, pri čemu je brzina vetra maksimalna u martu, a minimalna u avgustu (Dimitrijević, 2005). Zbog svega toga može se reći da je teritorija opštine Obrenovac izložena veoma opasnim vazdušnim strujanjima koja ugrožavaju životnu sredinu i zdravlje stanovništva.

Srednja godišnja temperatura vazduha u Obrenovcu je 11°C . Najtopliji mesec je jul kada je prosečna temperatura vazduha 21°C , a najniža je u januaru $-2,1^{\circ}\text{C}$. Na osnovu srednje mesečne temperature vazduha, može se generalno zaključiti da je u periodu od januara do jula temperatura vazduha u stalnom porastu, a zatim u padu. Prelaz od zime prema proleću, na početku je brz, a zatim je promena temperature vazduha dosta ujednačena. U prolećnim mesecima razlike srednjih mesečnih temperatura između dva uzastopna meseca iznose između 5 i 6°C , leti oko 1°C , jeseni oko 5°C i zimi oko 3°C . U toku zime prosečne dnevne temperature vazduha su oko 0°C , u proleće oko 11°C , u leto oko 20°C i u jesen 12°C . Prosečna godišnja amplituda temperature vazduha iznosi $23,1^{\circ}\text{C}$. Na ovom prostoru, najviša temperatura je zabeležena 12. 08. 1921. godine i tada je iznosila $41,8^{\circ}\text{C}$, a najniža $-27,0^{\circ}\text{C}$ i to 24. januara 1963 (Dragičević & Karić, 2003). Prosečna godišnja količina padavina je $770,1$ mm (Slika 4). Cikloni koji dolaze iz Đenovskog zaliva uslovljavaju maksimum padavina krajem proleća i početkom leta, kada se izluči preko $50 - 60\%$ od ukupne godišnje količine padavina dok je sekundarni maksimum padavina krajem jeseni, pri čemu je najkišovitiji jun sa $84,4$ mm. Minimum padavina javlja se tokom oktobra. Ovako povoljan godišnji raspored padavina pozitivno

utiče na rast biljaka, međutim, na ovom prostoru pojava elementarne nepogode - grada je veoma česta (Đorđević & Panić, 2006). Sušni periodi se tokom godine javljaju 6 - 8 puta, posebno u oktobru i avgustu, dok se kišni periodi mnogo ređe javljaju, svake ili svake druge godine (Dimitrijević, 2005).



Slika 4. Klimadijagram opštine Obrenovac za period 1967-2001 godine (radmilanikolic.files.wordpress.com/2011/02/grafikoni_2azad.xls)

3.1.6. Biogeografske karakteristike

Na teritoriji opštine Obrenovac, izdvaja se biom južnoevropskih listopadnih šuma vodoplavnog i nizijskog tipa, za koji su karakteristične zajednice lužnjaka i žutilovke, šume lužnjaka i graba i šume topola i vrba. Šume su grupisane u pojasu duž rečnih tokova i po svom prostiranju zauzimaju samo 3393 ha ili 7,89 % od ukupne teritorije opštine, od čega je 841 ha (26%) u državnom vlasništvu i 2393 ha (74 %) u privatnom vlasništvu. Planirane akcije pošumljavanja odnose se pre svega na zemljišta IV i V bonitetne klase, jalovišta i deponije pepela, formiranje zaštitnih zona oko izvorišta vode, uz planirani autoput i postojeće tranzitne pravce i pošumljavanje aktivnih klizišta u severoistočnom delu opštine Obrenovac (Đorđević & Panić, 2006).

3.2. BEOGRAD

3.2.1. Geografski položaj, reljef, hidrološke i pedološke karakteristike grada Beograda

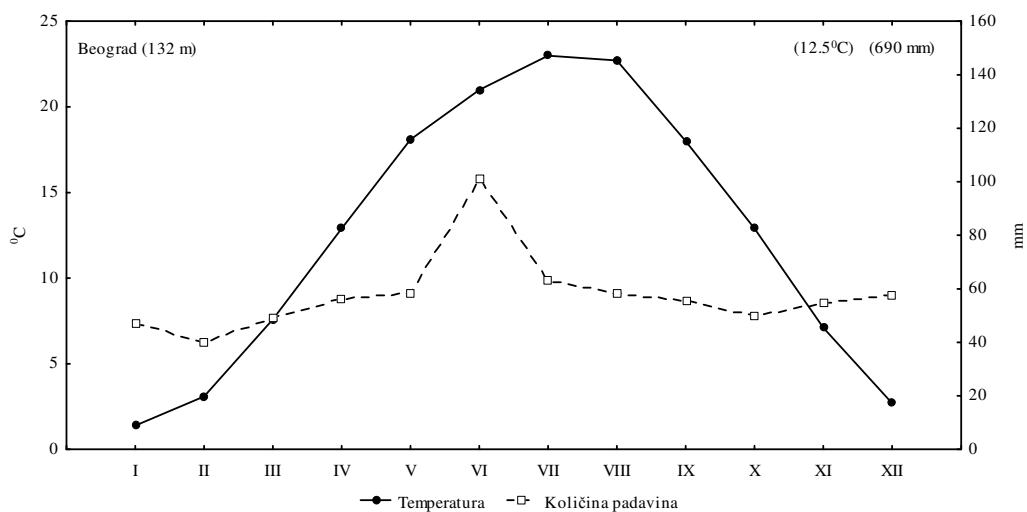
Teritorija grada Beograda ($44^{\circ} 49'$ severne geografske širine i $20^{\circ} 27'$ istočne geografske dužine), prostire se na brežuljkastom terenu na ušću dve velike reke (Dunava i Save). Prosečna nadmorska visina teritorije je 132 m. Urbana površina grada iznosi $359,92 \text{ km}^2$ i naseljava ga 1 717 847 stanovnika. Severno od reka Save i Dunava prostire se Panonska nizija, a južno blago zatalasane površine severne Šumadije. Čitava teritorija Beograda ispresecana je manjim vodotocima (Topčiderska, Bolečka, Begaljička i Ostružnička reka), koji se ulivaju u Savu i Dunav i podzemnim vodama koje leže između lesa, gline i laporca.

U centralnim delovima grada zemljište ima antropogeni karakter. Pri formiranju parkova često je korišćeno zemljište sa građevinskih površina, čija su fizička i hemijska svojstva van optimalnih granica za razvoj biljaka (Jovanović 1994). Sađenje biljaka pored trotoara i asfaltnih staza utiče da pedološki supstrat ima izmenjeni vodni režim, lošu aeraciju i slabiju aktivnost mikroorganizama. Sadržaj od 20 - 90% građevinskog šuta, peska, šljunka, građevinskog kamena, cigle, maltera i kreča (Vratuša, 1999) u svim zemljišnim horizontima beogradskih parkova, uticala je na veliku kompaktnost zemljišta što je onemogućilo pravilan razvoj korenovog sistema na dubinama od 50 – 60cm.

3.2.2. Klimatske karakteristike

Beograd se odlikuje umereno kontinentalnom klimom, sa prosečnom godišnjom temperaturom od 12.5°C . Najniža prosečna temperatura je u januaru, 1.4°C , a maksimalna u julu 23.0°C . Najviša zvanično zabeležena temperatura u Beogradu bila je 43.6°C , 24. jula 2007, a najniža temperatura bila je -26.2°C , 10. januara 1893. Srednja godišnja količina padavina je 690.9 mm. Najveću količinu padavina imaju maj i jun, a najmanju jul i avgust, kada je i najveća insolacija. Karakteristika beogradske klime je i

košava, jugoistočni i istočni vetar, koji donosi vedro i suvo vreme. Najčešće duva u jesen i zimu, u intervalima od 2 do 3 dana. Prosečna brzina košave je 25 - 43 km/h, a u pojedinim udarima može dostići brzinu do 130 km/h (Slika 5).



Slika 5. Klimadijagram Beograda za period 1981-2010 godine. (izvor: Republički hidrometeorološki zavod Srbije)

4. OPŠTE KARAKTERISTIKE ISPITIVANIH VRSTA BILJAKA

4.1. TAMARIKS (*Tamarix tetrandra* Pall.)

Red: *Caryophyllales*

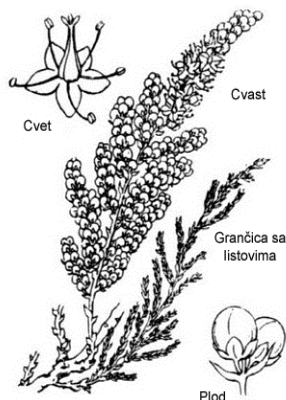
Familija: *Tamaricaceae*

Rod: *Tamarix*

Vrsta:

Tamarix tetrandra Pall.

Tamariks



Slika 6. Tamariks (*Tamarix tetrandra* Pall.) (foto: www.davisla.wordpress.com)

U rod *Tamarix* pripada 75 drvenastih vrsta, koje su žbunje ili nisko drveće, zimzeleno ili listopadno, sa ružičastim i belim cvetovima (Decker, 1961; Mohammedi & Atik, 2012). To su relativno dugovečne biljke koje mogu biti otporne na biotički stres i tolerisati veoma različite uslove životne sredine (Decker, 1961). *Tamarix tetrandra* Pall., je listopadni entomofilni žbun, ređe nisko drvo, koje se odlikuje dubokim korenjem (pri kopanju Sueckog kanala nađeno je njihovo korenje na 50m dubine). Rasprostranjen je u Grčkoj, Maloj Aziji, Krimu, Kavkazu, Mediteranu i u Makedoniji, a kod nas se javlja na vlažnim terenima Metohije. Gaji se kao ukrasna vrsta i ima primenu za biomelioracije, jer može da raste na zaslanjenim zemljištima gde toleriše do 15 000 ppm soli u zemljišnom rastvoru (Carman & Brotherson, 1982).

Obični tamariks je žbun visine do 5 m (Slika 6). Šibljolike povijene grane koje rastu uspravno, prekrivene su jajasto okruglim, listovima, zelene boje. Cvetovi su u grozdovima, dugim 4 - 5 cm. Cvasti se javljaju kao sedeće neposredno na prošlogodišnjim crnkastim granama. Cveta pre listanja u aprilu i maju. Cvetovi su otvoreno ružičaste boje. Razmnožava se semenom i vegetativno, adventivnim

korenovima, ukorenjavanjem donjih grana u dodiru sa podlogom. Hiljade sićušnih (1mm) semenki lako se prenosi vodom ili vetrom (Jovanović, 2007). Bogdanović i Manojlović (1981) su ustanovili da se tamariks može ožiliti direktno na pepelu, bez korišćenja fitohormona.

Tamariks je kserofilna, heliofilna i halofilna vrsta. Podnosi različite uslove zemljišta, ali joj najviše odgovaraju neutralna i slabo kisela zemljišta, ilovače, peskovita i glinovita zemljišta. Na slanim zemljištima tamariks svojim dubokim korenjem usvaja soli iz donjih slojeva pedološke podloge, a balans soli u svojim tkivima održava njenim izlučivanjem preko žlezda na listovima i usvajanjem velikih količina vode iz podzemnih izvora (Decker, 1961). Deponovane kristale soli na listovima tamariksa spira kiša, povećavajući zaslanjenost površinskih slojeva zemljišta, čime se tamariks bori protiv konkurencije biljaka koje ne podnose takve uslove pedološke podloge. Tamariks izbegava plitka i krečnjačka zemljišta. Značajan je i po tome što može kontrolisati eroziju, služiti kao zaštita od vetra, a može se koristiti i u narodnoj medicini. Lekovite osobine tamariksa potiču od visokog sadržaja sekundarnih metabolita, a naročito fenolnih jedinjenja kao što su flavonoidi, za koje je utvrđeno da poseduju antioksidativne osobine (Mohammedi & Atik, 2012).

4.2. BAGRENAC (*Amorpha fruticosa* L.)

Red: *Fabales* (Leguminosae)

Mahunarke

Familija: *Fabaceae*

Leptirnjače

Rod: *Amorpha*

Vrsta:

Amorpha fruticosa L.

Bagrenac, čivitnjača



Slika 7. Bagrenac (*Amorpha fruticosa* L.) (www: jobspapa.com, foto: www.commonswikimedia.org)

Bagrenac je listopadni žbun visine od 2 - 5 m, poreklom iz Severne Amerike, gde se nalazi na rečnim obalama i vlažnim terenima (Slika 7). U Evropu je unesen 1724. godine, a kod nas u prvoj deceniji XX veka (Petračić, 1938). List ove vrste je neparno perast, do 25 cm dug, sa do 25 jajolikih ili eliptičnih listića, koji su po celom listu žlezdasto punktirani. Cveta i plodonosi obilno, svake godine, a nekada se javlja i drugi urod iste godine. Cvetovi su u uskim, gustim, terminalnim grozdovima, dužine od 10 - 15 cm. Za ovu vrstu karakteristična je samooplodnja kao i indukovana neotenija. Plod je sitna srpasta mahuna, većinom jednosmena, dužine oko 1 cm (Jovanović, 2007). Razmnožava se semenom i izdancima, a rasprostire hidrohoriom (mahuna, odnosno seme lako se raznosi za vreme poplava). Kvašenje i potapanje mahuna bagrenca, povećavaju tehničku klijavost i energiju klijanja semena (Tucović et al., 2004). Ovo svojstvo, omogućuje da se bagrenac subspontano širi po šumama koje su često plavljene ili poplave često do njih dopiru.

Visoka tolerantnost na različite ekološke uslove čini da bagrenac dobro uspeva na različitim tipovima zemljišta, od vlažnih do suvih, što ukazuje da mu naše podneblje odgovara. Kod nas se naročito odomaćio pored reka Save i Dunava. Odgovaraju mu vlažna staništa kraj rečnih obala, gde se naglo širi i teško iskorenjuje, a dobro raste i na nasipima i usecima puteva i pruga koji su suvi, te odlično štiti zemljište od spiranja i odnošenja. Preporučuje se za pošumljavanje slatina, odrona i klizišta, jer korenovim sistemom dobro vezuje zemljište, a kao medonosna biljka ima značaja i za pčelarstvo (Isajev et al., 2010).

4.3. BELA TOPOLA (*Populus alba* L.)

Bela topola se rasprostire u svim poplavnim nizijama uz velike reke, od Atlantskog okeana do Azije. Spontano prelazi u severnu Afriku - Alžir. U visinu se penje do 800 m, a na jugu i do 1100 m. Najviše raste u poplavnoj zoni reke Dunav i njenih pritoka. Dostiže 30 m visine i prsni prečnik do 2 m (Slika 8). Odlikuje se razvijenim, srednje dubokim korenom i površinskim žilama koje se daleko pružaju i imaju veliku izdanačku snagu. Jajasti, pri vrhu kratko zašiljeni, nepravilno nazubljeni, na licu sjajno zeleni a na naličju beličasto vunasti listovi razvijaju se u proleće. Dugački su 5 - 8 cm a široki 4 - 6 cm. Bela topola je dvodoma vrsta drveta. Cveta u martu - aprilu, a donosi plod u aprilu-

maju, pre ili po završenom listanju. Počinje da plodonosi oko osme godine. Razmnožava se semenom i korenjacima. Mladice se iz semena razvijaju brzo i već u prvoj godini dostižu visinu od 0.5 m (Jovanović, 2007).

Red: *Malpighiales*

Familija: *Salicaceae*

Vrbe

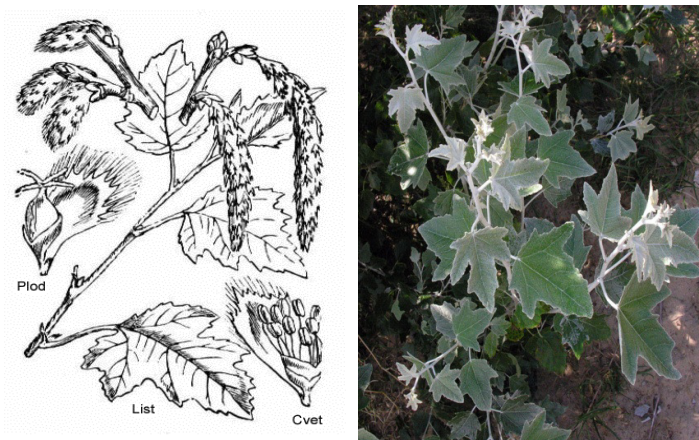
Rod: *Populus*

Topole

Vrsta:

Populus alba L.

Bela topola



Slika 8. Bela topola (*Populus alba* L.) (www: luirig.altervista.org; foto: Kostić O.)

Bela topola naseljava staništa bogata vlagom i svetlošću. Otporna je na mraz, ali je osetljiva na duže poplave. Zbog razvijenog korenovog sistema i tolerancije na soli, koristi se za ojačavanje i stabilizaciju priobalnih pešćanih dina jer prilikom poplava sprečava njihovo spiranje. Ona predstavlja brzorastuću vrstu koja se odlikuje dobrim kapacitetom da se adaptira na stres (Sixto et al., 2006). Najčešće se može naći na terenima blizu reka, jezera, kanala. Dobro podnosi i slabo kiselo zemljište. Kao pionirska vrsta javlja se na požarištima, sečinama i čistinama.

4.4. BAGREM (*Robinia pseudoacacia* L.)

Na svojim prirodnim staništima u Severnoj Americi i Meksiku, bagrem se rasprostire u zoni lišćarskih šuma. Iako se prema paleobotaničkim nalazima, krajem tercijera, bagrem nalazio na Balkanskom poluostrvu, smatra se da je iz Amerike prenet 1601. godine, odakle ga je u Pariz doneo Robin, po kome je i dobio naziv. Odatle je široko rasprostranjen po svim evropskim zemljama, a u Panoniji je jedna od najvažnijih šumskih vrsta (Jovanović, 2007).

Red: *Fabales*

Mahunarke

Familija: *Fabaceae*

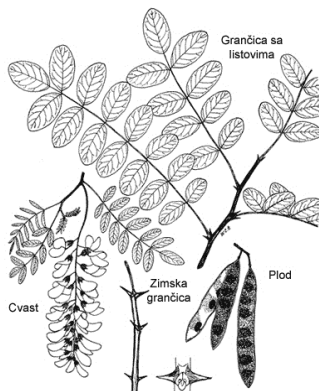
Leptirnjače

Rod: *Robinia*

Vrsta:

Robinia pseudoacacia L.

Bagrem



Slika 9. Bagrem (*Robinia pseudoacacia* L.) (www: *clemson.edu*; foto: Kostić O.)

Bagrem je drvo visine od 20 pa čak i 30 - 35 m. Dostiže prečnik do 35 cm, a izvan sklopa i preko 50 cm. U početku razvija žilu srčanicu u dužini 1 - 1.5 m (nekad 4 - 5 m), a kasnije bočne površinske žile, koje mogu dostići dužinu i do 20 m. Kvržice na korenju ove vrste ispunjene su bakterijama (*Bacterium radicicola*), koje koriste elementarni azot iz vazduha u zemlji, te se ova vrsta kao i sve vrste iz familije leptirnjača može smatrati azotofiksatorom. List je složen, neparnoperast, dužine od 10 - 30 cm, sa 9 - 12 eliptičnih listića, dugih 2 - 6 cm, i širokih 1 - 3 cm. Cvetovi bele boje (po 15 - 20), javljaju se u grozdastim cvastima, dugim do 20 cm (Slika 9). Plod je gola, spljoštena mahuna, duga do 10 cm i široka 1 - 1.8 cm. Bubrežasto seme, 2 - 3 mm dugo, ima tvrdnu semenjaču koju klica teško probija. Lista krajem aprila ili početkom maja, a cveta sredinom maja. Počinje da plodonosi rano i to svake godine. Razmnožava se semenom ili vegetativno, izdancima iz korena ili reznicama drvenastih grana. Rast ove vrste je uslovljen ne samo svetlošću, već i bogatstvom azota (nitrofilna vrsta) (Jovanović, 2007).

Bagrem je vrsta koja je zbog brzog klijanja semena, brzog rasta klijanaca, intenzivne fotosinteze, velike izdanačke sposobnosti, malih zahteva prema zemljištu i sposobnosti da dobro vezuje rastresito zemljište i žive peskove (zahvaljujući bogato razgranatom korenovom sistemu), našla široku primenu na lošim terenima koje treba zaštititi i meliorisati. Zbog svega toga on se koristi za pošumljavanje bujučnih, erodiranih, obešumljenih i peskovitih terena i degradiranih površina, kakve su jalovine pored rudnika i deponije pepela pored termoelektrana (Stilinović, 1991).

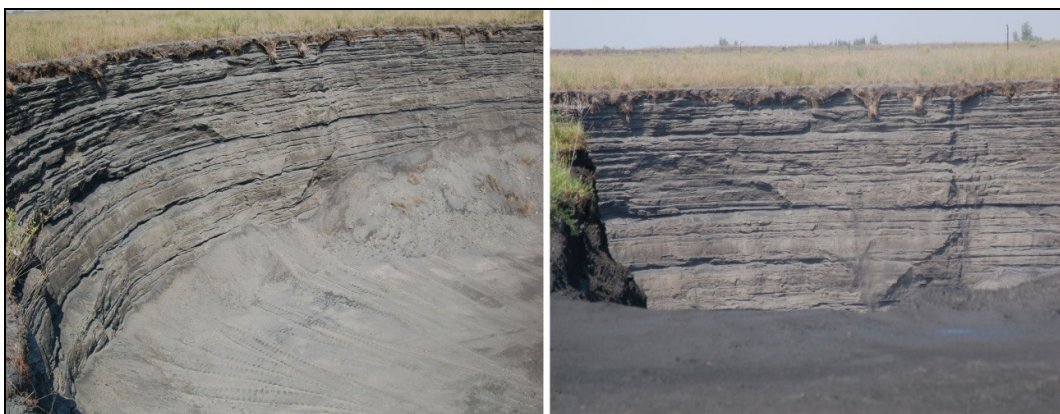
5. REZULTATI

5.1. KARAKTERISTIKE ISPITIVANIH STANIŠTA

Na ispitivanim staništima izvršena su morfofenetska proučavanja i uzeti uzorci pepela i zemljišta za dalju laboratorijsku analizu. Otvaranje pedoloških profila je izvršeno na pasivnim lagunama L1 i L2, kao i na kontrolnom staništu K1, dok su na aktivnoj laguni i kontrolnom staništu K2, zbog nemogućnosti otvaranja profila uzorci uzeti samo iz površinskog sloja od 0 – 10 cm, s obzirom da je uticaj vegetacije na ovaj sloj supstrata najizraženij.

5.1.1. Morfološki opis pedoloških profila na ispitivanim staništima

Deponija pepela ‘TENT A’, podrazumeva naslage pepela visoke nekoliko desetina metara koje su formirane na desnoj obali reke Save (Slika 10).



Slika 10. Eksploatacija pepela na pasivnoj laguni L1 na deponiji pepela ‘TENT A’

Otvaranje pedoloških profila na deponiji izvršeno je na obodnom delu pasivnih laguna gde je vegetativni pokrivač bio najbolje formiran. Na obe lagune uzorci pepela su uzimani do dubine od 50 cm, na svakih 10 cm dubine, s obzirom da se na samim

profilima nisu mogli uočiti slojevi različite boje ili teksture. Na celoj dubini profila pepeo se odlikuje tamno sivom bojom. Uočeno je da je pepeo suv, rastresit i peskovite teksture, kao i da se korenovi zeljastih biljaka pružaju u površinskom sloju pepela, do dubine od 20 cm. Na osnovu klasifikacije zemljišta (Škorić et al., 1985), klasifikaciono mesto pepelišta na površinama L1 i L2 je:

Red: Automorfna

Klasa: Tehnogeni

Tip: Tlo deponija (deposol)

Podtip: pepeo

Na kontrolnoj površini K1, na obali reke Kolubare, otvoren je pedološki profil na kome su izdvojeni sledeći genetički horizonti:

(A) 0 - 10 cm	Aluvijalni nanos smeđe boje, rastresit, praškasto glinovite teksture i mrvičaste strukture, izrazito protkan korenovim žilama. Jasno odvojen od horizonta ispod njega.
(A) 10 - 25 cm	Svetlo smeđe boje i zbijeniji od horizonta iznad. Tekstura mu je praškasto glinovita. Protkan je korenovim žilama.
C ₁ 25 - 50 cm	Žućkasto smeđe boje, glinovitog teksturnog sastava, prizmatične strukture, sa pojedinačnim korenovim žilama. Postepeno prelazi u naredni sloj.
C ₂ 50 - 80 cm	Žućkaste boje i glinovite teksture. Zbijen i krupno prizmatične strukture.
G ₁ 80 - 115 cm	Sivkaste boje, bez korenovih žila, sa znacima oglejavanja

Na osnovu klasifikacije zemljišta (Škorić et al., 1985), klasifikaciono mesto zemljišta na kontrolnoj površini K1 je:

Red: Hidromorfna (semiterestrična) zemljišta

Klasa: Nerazvijena

Tip: Aluvijalno (fluvisol)

Varijetet: Vrlo duboko

Forma: glinovito - ilovasto, slabo skeletno

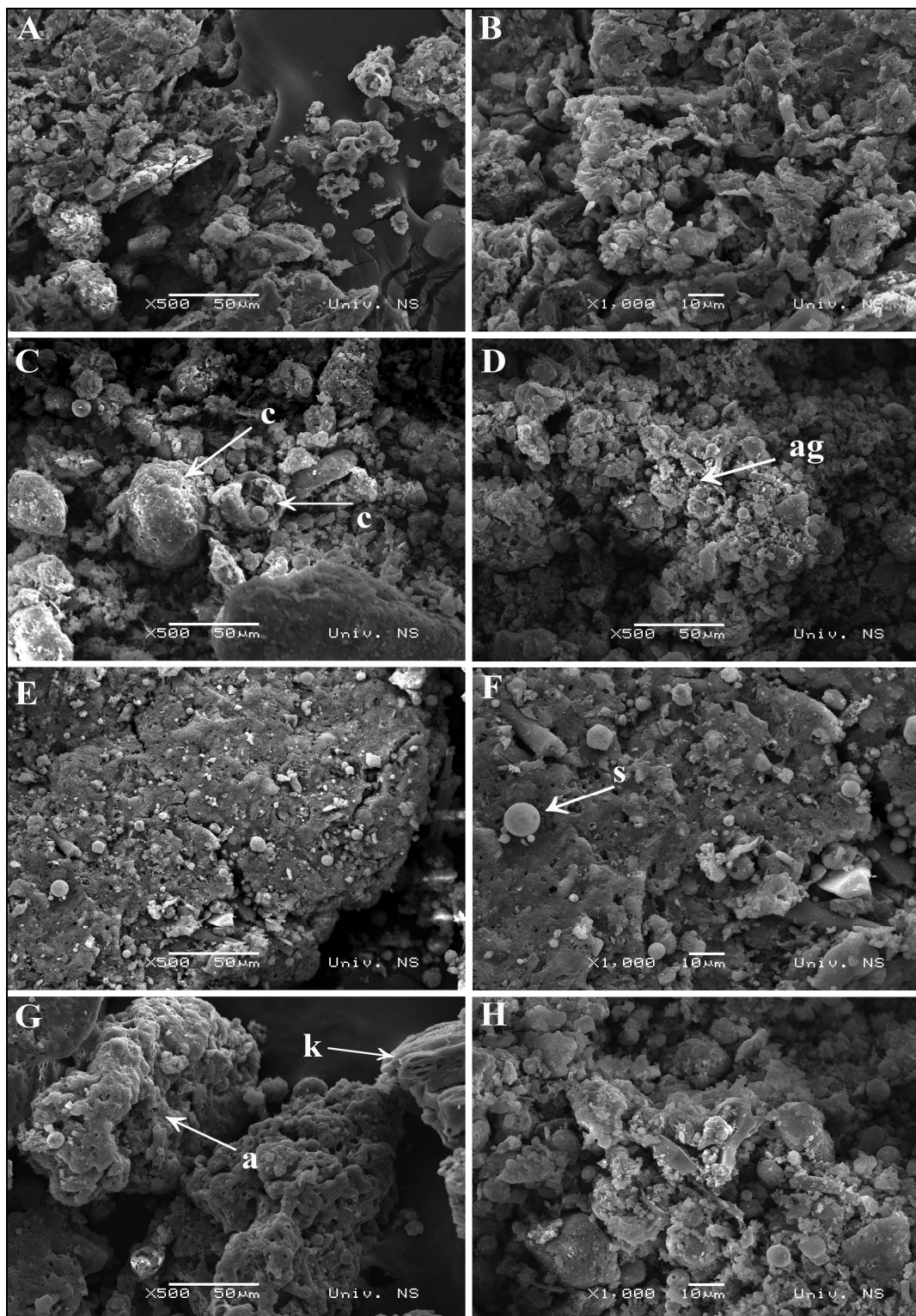
5.1.2. SEM - EDS analiza čestica pepela

Čestice pepela su individualne pravilnog i nepravilnog oblika i njihovi agregati (Slika 11). Najveći broj čestica je amorfne strukture, mada se može uočiti i prisustvo čestica čija je struktura kristalna (Slika 11 G). Sitnije čestice su kompaktnije i odlikuju se sferičnijim oblikom od krupnijih čestica (Slika 11 F). Takođe se može uočiti prisustvo cenosfera, šupljih čestica pretežno sferičnog oblika, čija veličina može da bude veoma varijabilna (Slika 11 C). Na Slici 11 D, zapažaju se i agregati, koji su nastali spajanjem sitnijih čestica, a odlikuju se strukturom punom šupljina, udubljenja i praznih prostora. Veličina čestica letećeg pepela je veoma varijabilna. Veličina obeleženih čestica se kreće od 48.2 - 366.0 μm . Najveći broj čestica je prečnika manjeg od 100 μm (Slika 12).

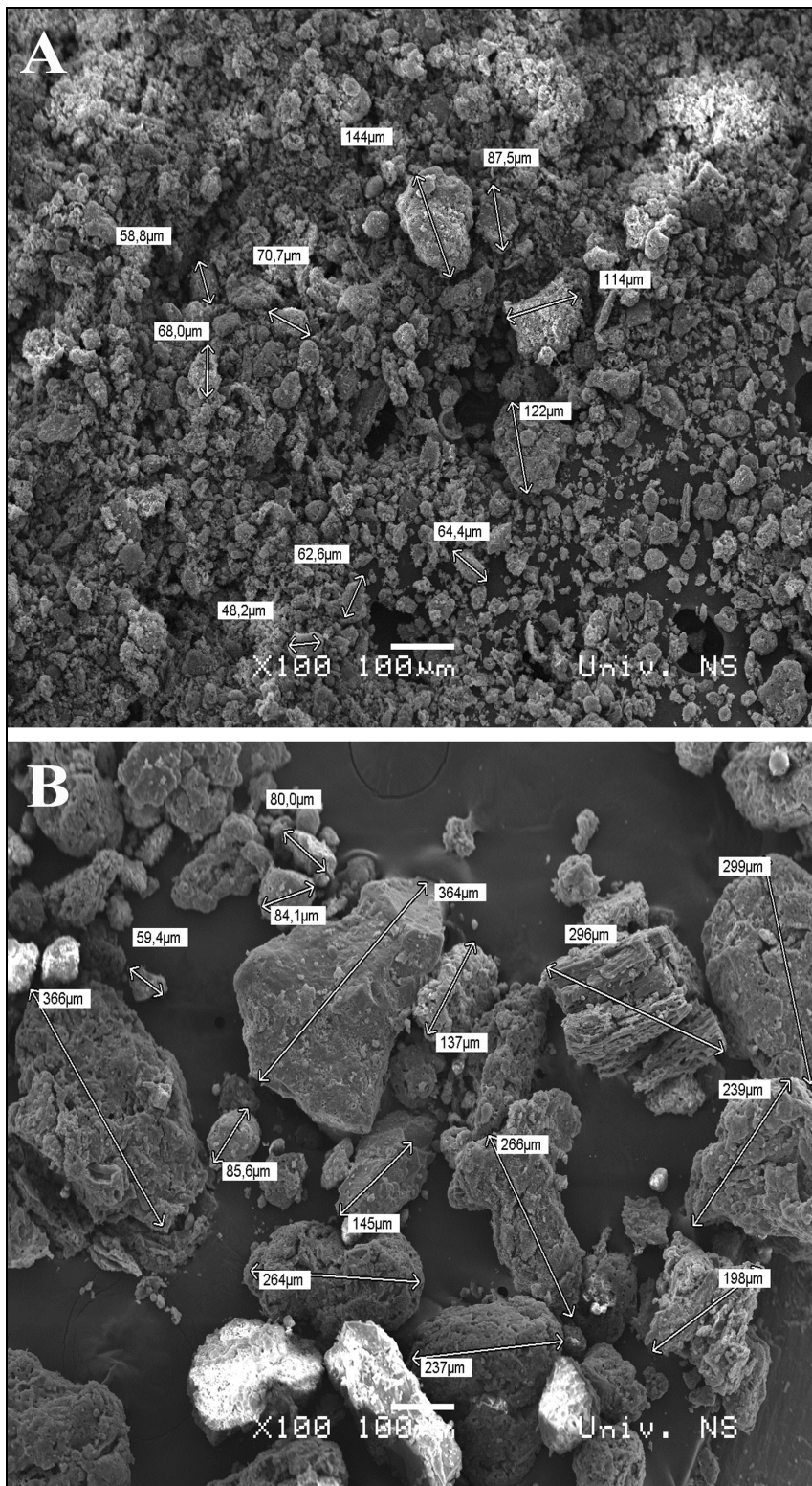
Spektralna analiza hemijskog sastava čestica pepela (SEM-EDS) na deponiji 'TENT A' različite starosti prikazana je na Slici 13 (A, B, C). Utvrđeno je da su hemijski elementi koji preovladavaju u uzorcima pepela: kiseonik, silicijum, aluminijum gvožđe i kalcijum. Ovi elementi pokazuju blage varijacije u uzorcima pepela sa laguna različite starosti, a njihova procentualna zastupljenost prikazana je u Tabeli 2. Ova analiza ukazuje da u hemijskom sastavu pepela preovlađuju alumosilikati sa manjim ili većim učešćem gvožđa i kalcijuma.

Tabela 2. EDS analiza koncentracije hemijskih elemenata u česticama pepela na lagunama različite starosti (L0, L1, L2)

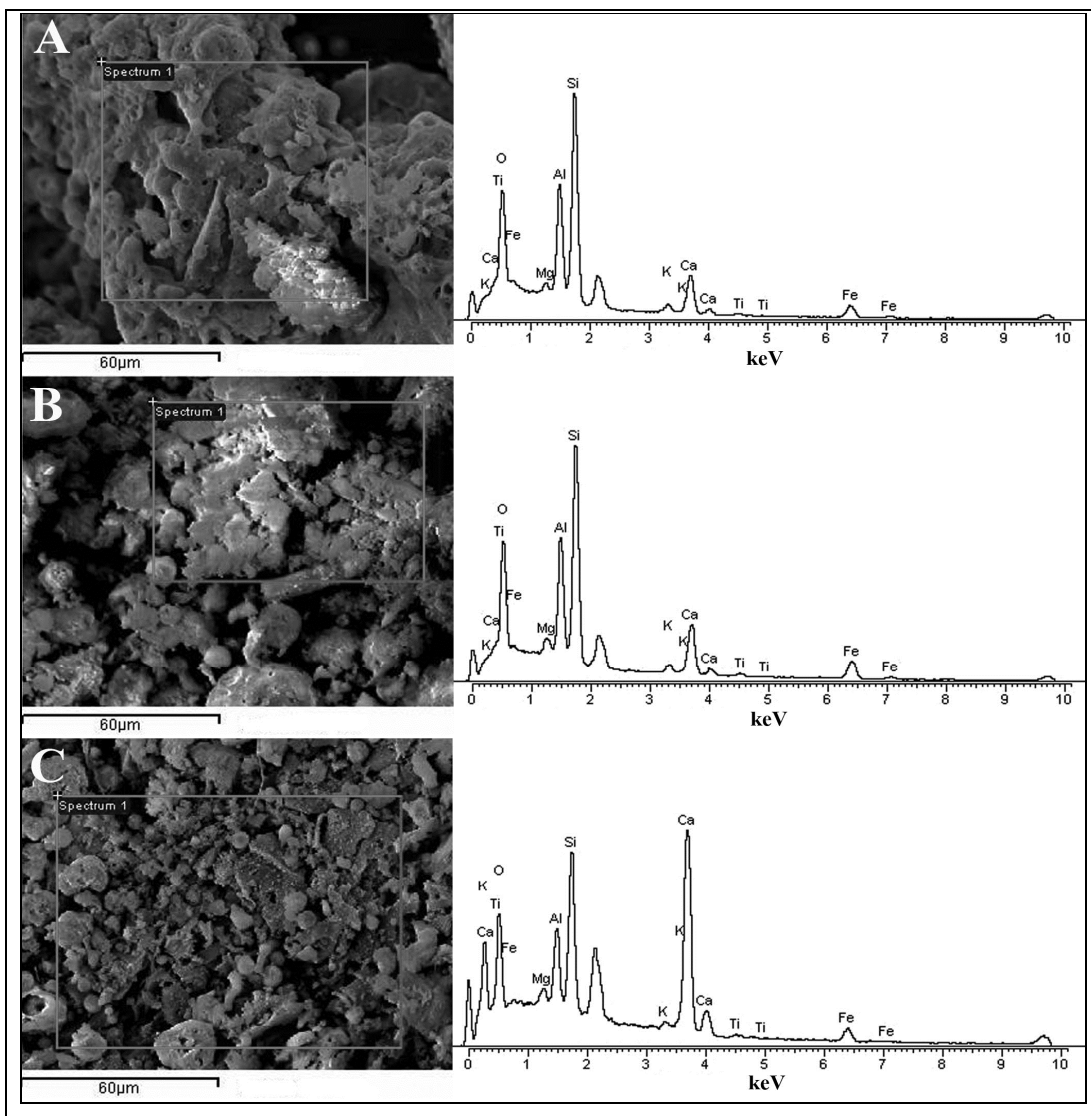
Element (wt %)	O	Si	Al	Fe	Ca	Mg	K	Ti	
Površina	L0	55.20	21.65	10.49	4.51	5.70	1.06	1.08	0.31
	L1	55.29	19.80	9.80	5.59	6.51	1.50	1.05	0.47
	L2	55.77	11.04	5.37	3.33	20.15	1.28	0.59	0.47



Slika 11. SEM mikrografija čestica pepela sa deponije pepela 'TENT A', (A,C, D, E, G (x500) i B, F, H, (x1000)), c - cenosphere, s - sfere, ag - agregati, a - amorfna struktura, k - kristalna struktura.



Slika 12. SEM mikrografija dijametara čestica pepela sa deponije pepela 'TENT A', (A i B (x100))



Slika 13. SEM-EDS Spektralna analiza hemijskog sastava čestica pepela sa laguna deponije pepela 'TENT A' različite starosti. A - aktivna laguna L0, B - pasivna laguna L1 i C - pasivna laguna L2

5.1.3. Fizičke osobine supstrata

Na deponiji pepela, frakcija krupnog peska (čestice veličine od 2.0 - 0.2 mm) u analiziranim profilima varirala je od 0.11 % do, 26.61 % pri čemu su najveće količine ove frakcije konstatovane u uzorku pepela sa lagune L2 na dubini od 40-50 cm, a najmanje u uzorcima zemljišta na kontrolnom staništu na obali reke Kolubare (K1). Na

kontrolnom staništu K1, količina krupnog peska varirala je od 0.11 % u gornjim slojevima do 1.93 % u donjim slojevima profila. Na kontrolnom staništu K2, ova frakcija je bila zastupljena sa 10.08 %. Na pasivnoj laguni L1 količina krupnog peska opadala je sa dubinom profila i to od 20.50 % u sloju od 0 - 10 cm do 3.65 % u sloju od 40 - 50 cm. Na pasivnoj laguni L2 količina krupnog peska rasla je sa dubinom, od 1.53% u površinskom sloju do 26.61 % u sloju od 40 - 50 cm. Najveći sadržaj frakcije krupnog peska u površinskom sloju od 0 - 10 cm, konstatovan je na aktivnoj laguni L0 i iznosio je 25.57 % (Tabela 3).

Učešće frakcije sitnog peska (čestice veličine od 0.2 - 0.06 mm) u analiziranim profilima kretalo se od 1.10 % - 70.88. Na K1 konstatovan je najniži sadržaj sitnog peska u profilu i on je varirao od 1.10 - 12.75 %. Na K2 udeo frakcije sitnog peska iznosio je 27.02 %. Na L1 sadržaj sitnog peska je opadao sa dubinom od 68.94 - 23.82%, dok je na L2 rastao sa dubinom profila, od 36.21 - 68.39 %. U površinskom sloju L0 udeo frakcije sitnog peska iznosio je 62.94 % (Tabela 3).

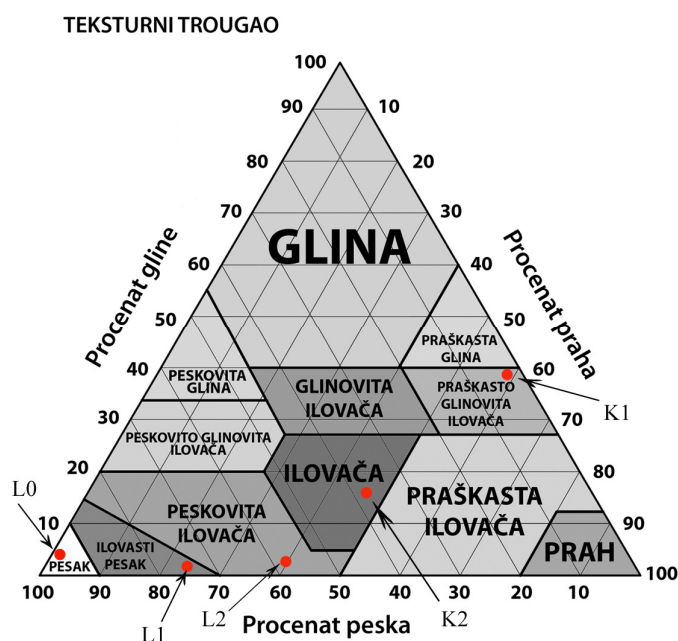
Sadržaj praha koji čine čestice veličine od 0.02 - 0.002 mm u analiziranim profilima kretao se od 1.1 % na L0 do 55.52 % na K1, gde je konstatovan najveći sadržaj ove frakcije celom dubinom profila. Na K2 sadržaj praha u površinskom sloju iznosio je 28%. Na pasivnoj laguni L1 sadržaj ove frakcije rastao je sa dubinom profila i kretao se od 3.86 - 54.17 %, dok je na L2 opadao sa dubinom i kretao se od 42.76 - 1.95 % (Tabela 3).

Sadržaj gline koju predstavljaju čestice manje od 0.002 mm u analiziranim profilima se kretao od 0.83 - 40.42 %. Najveći sadržaj ove frakcije konstatovan je na čitavoj dubini profila na K1 (34.38 - 40.42 %). Na K2 sadržaj gline u površinskom sloju iznosio je 14.60 %. Najmanji sadržaj gline u uzorcima pepela sa deponije, konstatovan je u površinskim slojevima na L1 (0.83 - 0.87 %), dok je na L2 u ovim slojevima zabeležen najveći sadržaj gline (2.50 - 3.06 %), ali sa tendencijom opadanja sa dubinom profila. Na L0 sadržaj gline je iznosio 1.80 % (Tabela 3).

Na osnovu rezultata teksturne analize prikazanim u Tabeli 3 možemo zaključiti da je na kontrolnom staništu K1 preovladavala frakcija gline i praha, dok je na K2 udeo ove frakcije bio nešto niži u odnosu na sadržaj ukupnog peska. Na lagunama deponije pepela 'TENT A' preovladavala je frakcija ukupnog peska koja je na L1 opadala, a na L2 rasla sa dubinom profila. Na L2 samo u sloju od 0 - 10 cm sadržaj ukupnog peska

(54.18 %) i gline i praha (45.82 %) su bili donekle ujednačeni. Sa porastom dubine sadržaj ukupnog peska na L2 je rastao i već na dubinama većim od 20 cm frakcija ukupnog peska je bila izrazito veća od sadržaja frakcije gline i praha (Tabela 3).

Na osnovu sadržaja gline, praha i ukupnog peska, imajući u vidu američku klasifikaciju (Ćirić, 1962), koja se koristi specifično konstruisanim trouglom, za klasifikaciju zemljišta po mehaničkom sastavu, na površini K1 konstatovana je praškasto - glinovita ilovača, na K2 ilovača, na L2 peskovita ilovača, na L1 ilovasti pesak i na L0 pesak (Slika 14).



Slika 14. Trougao za određivanje teksturnih klasa supstrata na ispitivanim staništima

Procenat higroskopske vlage kod svih profila je bio jako nizak i kretao se u intervalu od 0.38 - 3.68 %. Najviše procentualne vrednosti higroskopske vlage konstatovane su u profilu na kontrolnoj površini K1. Niže vrednosti hidroskopske vlage zabeležene su u svim slojevima koji se odlikuju visokim sadržajem ukupnog peska što je karakteristika svih profila na deponiji pepela 'TENT A'. Najveći sadržaj higroskopske vlage na lagunama deponije pepela 'TENT A' konstatovan je u površinskim slojevima pepela na L2 koji se odlikuju nešto višim sadržajem čestica gline i praha u odnosu na površinske slojeve na lagunama L1 i L0 (Tabela 3).

Tabela 3. Fizičke osobine supstrata na ispitivanim staništima

Površina	Dubina (cm)	Higr. vlaga	Granulometrijski sastav u %						ukupan pesak	glina + prah
			2.0 - 0.2 mm	0.2 - 0.06 mm	0.06 - 0.02 mm	0.02 - 0.006 mm	0.006 - 0.002 mm	< 0.002 mm		
L0	0 - 10	0.54	25.57	62.94	8.60	0.70	0.40	1.80	97.10	2.90
	0 - 10	0.38	20.50	68.94	5.83	3.76	0.10	0.87	95.27	4.73
L1	10 - 20	0.58	12.00	63.68	8.33	14.97	0.19	0.83	84.01	15.99
	20 - 30	0.71	8.60	45.89	16.18	23.98	3.52	1.83	70.67	29.33
	30 - 40	0.82	3.61	27.52	14.54	47.59	5.60	1.14	45.67	54.33
	40 - 50	2.76	3.65	23.82	16.63	49.22	4.95	1.73	44.10	55.90
L2	0 - 10	2.84	1.53	36.21	16.44	40.46	2.30	3.06	54.18	45.82
	10 - 20	2.14	4.12	52.21	17.90	21.81	1.46	2.50	74.23	25.77
	20 - 30	1.87	7.81	69.48	9.11	11.70	0.04	1.86	86.40	13.60
	30 - 40	1.14	13.23	70.88	5.61	8.37	0.08	1.83	89.72	10.28
	40 - 50	0.41	26.61	68.39	1.80	1.85	0.10	1.25	96.80	3.20
K1	0 - 10	3.68	0.52	4.64	5.48	40.14	14.84	34.38	10.64	89.36
	10 - 25	3.29	0.15	1.10	5.08	40.20	15.32	38.15	6.33	93.67
	25 - 50	2.98	0.11	2.05	5.67	36.58	15.39	40.20	7.83	92.17
	50 - 80	3.13	0.77	7.57	3.39	32.40	15.45	40.42	11.73	88.27
	80 - 115	3.51	1.93	12.75	4.32	31.59	13.35	36.06	19.00	81.00
K2	0 - 10	2.53	10.08	27.02	20.30	18.80	9.20	14.60	57.40	42.60

5.1.4. Hemijske osobine supstrata

Najveća vrednost EC, kao pokazatelja rastvorenih soli u zemljišnom rastvoru, odnosno zaslanjenosti supstrata, zabeležena je u pepelu aktivne lagune L0 (0.353 dS/m), a najmanja u zemljištu na kontrolnom staništu K1 (0.095 - 0.169 dS/m). Na pasivnim lagunama uočeno je opadanje sadržaja rastvorenih soli u odnosu na L0, pri čemu su te vrednosti bile niže na L2, koja je neaktivna najduži period vremena. Na kontrolnom staništu K1, primećeno je da vrednost EC opada sa dubinom profila, dok je na pasivnim lagunama sadržaj rastvorenih soli u zemljišnom rastvoru rastao sa dubinom profila. Na kontrolnom staništu K2 sadržaj rastvorenih soli je bio veći u odnosu na K1, L1 i L2, ali manji u odnosu na L0 (Tabela 4).

Na ispitivanim površinama reakcija supstrata u vodenom rastvoru se kretala od 7.54 - 8.19 što svrstava ove supstrate u grupu slabo do umereno alkalnih. U površinskom sloju od 0 - 10 cm, najniža kiselost je zabeležena na K1 ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} = 7.54$), a na lagunama je imala opadajući trend od L0 ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} = 8.03$), preko L1 ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} = 7.78$), do L2 ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} = 7.72$). Supstituciona kiselost (pH u KCl) na ispitivanim površinama se kretala od 6.41 - 7.74. U površinskom horizontu, najveća vrednost je bila zabeležena na K1 ($\text{pH}_{\text{KCl}} = 7.47$), na lagunama je opadala od L0 ($\text{pH}_{\text{KCl}} = 7.17$), preko L1 ($\text{pH}_{\text{KCl}} = 6.79$), do L2 ($\text{pH}_{\text{KCl}} = 6.50$), a najniža je bila na K2 ($\text{pH}_{\text{KCl}} = 6.41$). Poput aktivne i potencijalna kiselost na pasivnim lagunama je rasla sa dubinom profila. Vrednost hidrolitičke kiselosti (Y1), u supstratima na svim ispitivanim površinama je bila veoma mala i kretala se od 0.00 - 2.97 ccm. Najveća je bila u površinskim slojevima svih supstrata i imala je opadajući trend od K1, preko K2, L2, L1 do L0 (Tabela 4).

Totalni kapacitet adsorpcije (T [mg ekv/100g]), koji predstavlja sumu svih adsorbovanih katjona u površinskom sloju svih ispitivanih supstrata, kretao se od 36.78 - 93.60 mg ekv/100g. Najveća vrednost zabeležena je na K2, zatim na L2 (68.66 mg ekv/100g), K1 (43.91 mg ekv/100g), L1 (41.85 mg ekv/100g), a najmanja na L0 (36.78 mg ekv/100g). Na L1 vrednost T je rasla, na L2 opadala sa dubinom profila, dok je na K1 bila relativno stabilna celom dubinom profila. Na svim površinama u adsorptivnom kompleksu preovladavali su bazni katjoni (S [mg ekv/100g]) i njihov sadržaj se kretao od 25.22 - 92.94 mg ekv/100g, sa trendom promene po dubini profila istim kao što je trend totalnog kapaciteta adsorpcije. Suma kiselih katjona (T-S [mg ekv/100g]) na svim

površinama bila je jako niska (0.00 - 0.89 mg ekv/100g). Najveća je zabeležena na K1, dok je na lagunama deponije pepela u površinskim slojevima supstrata, rasla sa njihovom starošću od L0, preko L1 do L2 (Tabela 4).

Na ispitivanim površinama količina azota (N [%]) se kretala od 0.02 - 0.42 %, sa tendencijom opadanja sa dubinom profila. Najveći sadržaj N konstatovan je na K1, zatim na K2, dok je na lagunama deponije pepela njegov sadržaj u površinskim slojevima pepela rastao od L0 (0.02 %), preko L1 (0.09 %), do L2 (0.019 %). Sadržaj ugljenika (C [%]) na ispitivanim površinama se kretao od 0.43 - 5.41 %. U površinskim slojevima supstrata najveći je bio na K2 (5.41 %), zatim na K1 (4.08 %), dok je na lagunama deponije pepela opadao od L0 (3.19 %), preko L1 (2.03 %), do L2 (1.46 %). Odnos ugljenika prema azotu (C/N) u površinskim slojevima na kontrolnim staništima, bio je povoljniji na K1 nego na K2 (9.71 : 20.81). Na lagunama deponije pepela primećeno je intenzivno smanjenje ovog parametra tokom vremena. Na L0, on je iznosio 159.50, na L1 22.56, a na L2 7.68 (Tabela 4).

Sadržaj lako dostupnih oblika kalijuma (K_2O_5 [mg/100g]) na ispitivanim površinama kretao se od 11.00 - 59.50 mg/100g. Na kontrolnim staništima u površinskim slojevima zemljišta bio je veći na K2 u odnosu na K1 (56.44 : 31.40 mg/100g), dok se na lagunama deponije pepela sadržaj lako dostupnog kalijuma tokom vremena povećavao od L0 (15.00 mg/100g), preko L1 (38.20 mg/100g) do L2 (59.50 mg/100g). Sadržaj lakodostupnih oblika fosfora (P_2O_5 [mg/100g]) na ispitivanim površinama se kretao od 1.75 - 37.89 mg/100g. Na kontrolnim staništima u površinskim slojevima zemljišta bio je veći na K2 u odnosu na K1 (37.89 : 19.30 mg/100g), dok je na lagunama deponije pepela najveći bio na L1 (25.32 mg/100g) i opadao preko L2 (12.81 mg/100g), do L0 (7.49 mg/100g) (Tabela 4).

Tabela 4. Hemijske osobine ispitivanih supstrata

Površina	Dubina (cm)	EC (dS/m)	pH		Y1 ccm	Adsorptivni kompleks				C %	N %	C/N	K ₂ O mg/100g	P ₂ O ₅ mg/100g
			H ₂ O	KCl		T - S	S	T	V					
			(mg ekv/100g)				%							
L0	0 - 10	0.353	8.03	7.17	0.00	0.00	36.78	36.78	100.00	3.19	0.02	159.50	15.00	7.49
	0 - 10	0.203	7.78	6.79	0.25	0.12	41.73	41.85	99.71	2.03	0.09	22.56	38.20	25.32
L1	10 - 20	0.208	7.95	7.30	0.25	0.11	48.29	48.40	99.77	1.87	0.04	46.75	40.00	19.80
	20 - 30	0.241	8.12	7.54	0.12	0.08	51.06	51.14	99.84	1.65	0.04	41.25	55.00	12.23
	30 - 40	0.267	8.19	7.67	0.12	0.08	77.44	77.52	99.90	1.69	0.04	42.25	50.15	15.96
	40 - 50	0.294	8.15	7.74	0.12	0.03	82.59	82.62	99.96	1.72	0.03	56.67	40.00	17.21
	0 - 10	0.184	7.72	6.50	0.59	0.18	68.54	68.66	99.83	1.46	0.19	7.68	59.50	12.81
L2	10 - 20	0.188	7.94	6.75	0.30	0.12	65.94	66.06	99.82	0.95	0.07	13.57	59.00	9.23
	20 - 30	0.198	7.95	6.90	0.30	0.09	66.26	66.35	99.86	0.98	0.06	16.33	39.00	7.98
	30 - 40	0.201	7.90	6.94	0.30	0.08	47.37	47.45	99.83	1.42	0.04	35.50	34.00	4.67
	40 - 50	0.238	7.86	7.04	0.20	0.06	25.22	25.28	99.76	0.43	0.04	10.75	11.00	3.61
K1	0 - 10	0.169	7.54	7.47	2.97	0.89	43.02	43.91	97.97	4.08	0.42	9.71	31.40	19.30
	10 - 25	0.144	7.68	7.29	1.43	0.42	49.35	49.77	99.16	2.12	0.34	6.24	18.82	6.74
	25 - 50	0.154	7.58	7.17	1.38	0.36	49.25	49.61	99.27	1.39	0.19	7.32	19.00	7.06
	50 - 80	0.135	7.59	7.08	1.29	0.39	42.13	42.52	99.08	1.18	0.11	10.73	17.82	4.62
	80 - 115	0.095	7.56	7.01	1.19	0.45	33.43	33.87	98.70	1.06	0.06	17.67	15.00	1.75
K2	0 - 10	0.306	7.74	6.41	1.01	0.66	92.94	93.60	99.29	5.41	0.26	20.81	56.44	37.89

5.1.5. Sezonska dinamika ukupnog sadržaja hemijskih elemenata u pepelu i zemljištu

Ukupni sadržaj hemijskih elemenata (As, B, Cu, Zn, Mn, Mo, Se, Cr i Ni [$\mu\text{g/g}$]) ispitan je u površinskom sloju pepela (0 - 10cm) na aktivnoj L0 i pasivnim lagunama (L1 i L2) deponije pepela 'TENT A' i površinskom sloju zemljišta (0 – 10 cm) kontrolnih staništa (K1 i K2) u tri sezonska preseka (maj, jul i septembar). Analizirane su razlike ukupnog sadržaja hemijskih elemenata tokom sezone na svakom staništu (vremanska dinamika) i između staništa (prostorna dinamika) u svakom od tri sezonska preseka. Na osnovu dvofaktorske analize varijansi (factorial ANOVA) uočeno je da na razlike u sadržaju As, Cu i Zn sezona nema uticaja (ns), za razliku od značajnog uticaja lokaliteta ($p < 0.001$), dok je kod ostalih elemenata (B, Mn, Mo, Se, Cr i Ni), konstatovan uticaj i sezone ($p < 0.001$) i staništa ($p < 0.001$), pri čemu je uticaj staništa bio izraženiji (Tabela 5).

Tabela 5. Uticaj staništa i sezone na varijabilnost sadržaja hemijskih elemenata u površinskom sloju (0 – 10 cm) pepela i zemljišta

Element	Stanište		Sezona	
	F	p	F	p
As	293.444	***	1.940	ns
B	1136.557	***	17.323	***
Cu	429.925	***	1.984	ns
Zn	754.118	***	0.455	ns
Mn	2985.859	***	9.750	***
Mo	439.300	***	128.895	***
Se	112.153	***	18.176	***
Cr	155.827	***	9.147	***
Ni	269.134	***	63.502	***

Arsen (As)

Na kontrolnim staništima (K1 i K2) sadržaj As se kretao od 6.874 $\mu\text{g/g}$ do 10.228 $\mu\text{g/g}$. Na pasivnim lagunama (L1 i L2) sadržaj As tokom perioda istraživanja, kretao se od 11.456 $\mu\text{g/g}$ na do 23.643 $\mu\text{g/g}$, a u pepelu aktivne lagune L0 iznosio je 60.357 ± 0.865 $\mu\text{g/g}$ (Tabela 6). Vremenska analiza ukupnog sadržaja As u zemljištu na K1 i K2 je pokazala da tokom sezone sadržaj ovog hemijskog elementa nije menjao. Na L1 sadržaj As u pepelu je rastao od maja do jula ($p < 0.001$), pa opadao do septembra

($p < 0.001$) kada je bio jednak sadržaju u maju mesecu. Na L2, u julu je bio manji u odnosu na maj ($p < 0.001$) i septembar ($p < 0.001$), a u septembru veći u odnosu na maj ($p < 0.05$) (Slika 15). U maju, na K1 je konstatovana manja koncentracija As u odnosu na K2 ($p < 0.005$), dok u julu i septembru razlike između kontrolnih staništa nisu konstatovane. U maju nisu uočene razlike u sadržaju As između pasivnih laguna, dok su u julu utvrđene veće ($p < 0.001$), a u septembru manje ($p < 0.001$) koncentracije As na L1 u odnosu na L2. Najveći sadržaj As izmeren je na L0 ($p < 0.001$). Izmeren sadržaj As u zemljištu na oba kontrolna staništa (K1 i K2), tokom čitavog istraživanog perioda bio je niži u odnosu na sadržaj u pepelu na lagunama 'TENT A' ($p < 0.001$) (Tabela 6).

Bor (B)

Na kontrolnim staništima ukupni sadržaj B se kretao od 2.250 $\mu\text{g/g}$ do 11.705 $\mu\text{g/g}$. Na pasivnim lagunama L1 i L2 sadržaj B tokom istraživanog perioda, kretao se od 20.285 $\mu\text{g/g}$ do 45.883 $\mu\text{g/g}$. U pepelu aktivne lagune L0 iznosio je $93.303 \pm 1.206 \mu\text{g/g}$ (Tabela 7). Na K1, K2 i L1, razlike u sadržaju B tokom sezone nisu konstatovane. Na L2, u julu je izmeren niži sadržaj B u odnosu na maj i septembar ($p < 0.001$), dok razlike u sadržaju B između maja i septembra nisu konstatovane (Slika 16). Tokom sezone nisu uočene razlike u sadržaju ukupnog B između K1 i K2. U sva tri sezonska preseka manji sadržaj konstatovan u pepelu na L2 u odnosu na L1 ($p < 0.001$). Najveći ukupni sadržaj B izmeren je u pepelu L0 ($p < 0.001$). Izmeren sadržaj B u zemljištu na oba kontrolna staništa (K1 i K2), tokom čitavog istraživanog perioda bio je niži u odnosu na sadržaj bora u pepelu na lagunama 'TENT A' ($p < 0.001$) (Tabela 7).

Bakar (Cu)

Na kontrolnim staništima sadržaj Cu se kretao od 12.437 $\mu\text{g/g}$ do 37.935 $\mu\text{g/g}$. Na pasivnim lagunama L1 i L2 sadržaj Cu tokom istraživanog perioda, kretao se od 33.048 $\mu\text{g/g}$ na do 54.972 $\mu\text{g/g}$. U pepelu L0 iznosio je $79.656 \pm 1.774 \mu\text{g/g}$ (Tabela 8). Vremenska dinamika sadržaja Cu u zemljištu i pepelu na istraživanim lokalitetima pokazala je da nema razlike u sadržaju ovog elementa tokom sezone (Slika 17). U sva tri sezonska preseka na K1 su izmerene niže koncentracije Cu u odnosu na K2 ($p < 0.001$). Veći sadržaj Cu u pepelu na L1 u odnosu na L2 izmeren je u maju i julu ($p < 0.001$) i septembru ($p < 0.01$). Na kontrolnom staništu K1 izmeren je niži sadržaj Cu

u zemljištu u odnosu na sadržaj u pepelu na L1 i L2 ($p < 0.001$) u sva tri sezonska preseka. U zemljištu na K2 sadržaj Cu u zemljištu bio je niži od sadržaja u pepelu na L2 u maju ($p < 0.001$), dok u julu i septembru između ovih površina nisu konstatovane razlike (ns). Najveći sadržaj Cu izmeren je u pepelu aktivne lagune L0 ($p < 0.001$) (Tabela 8).

Cink (Zn)

Na kontrolnim staništima sadržaj Zn u zemljištu se kretao od 54.548 $\mu\text{g/g}$ do 88.843 $\mu\text{g/g}$. U pepelu na pasivnim lagunama L1 i L2 sadržaj Zn tokom istraživanog perioda, kretao se od 18.139 $\mu\text{g/g}$ do 56.829 $\mu\text{g/g}$, a pepelu aktivne lagune L0 iznosio je 64.636 \pm 2.678 $\mu\text{g/g}$ (Tabela 9). Na osnovu analize promene sadržaja Zn u podlozi tokom sezone, konstatovali smo da na K1 i K2 nije bilo značajnih promena. Na L1 u maju i julu sadržaju Zn u pepelu bio je jednak, dok je u septembru vrednost ovog parametra bila niža kako u odnosu na maj ($p < 0.01$), tako i u odnosu na jul mesec ($p < 0.05$). Na L2 sadržaj Zn u julu mesecu bio je niži u odnosu na maj ($p < 0.01$) i septembar ($p < 0.001$), dok razlike u sadržaju Zn između maja i septembra nisu konstatovane (Slika 18). Na K1 izmerene su niže koncentracije Zn u odnosu na K2 ($p < 0.001$) u sva tri sezonska preseka. U maju i julu na L2 sadržaj Zn je bio manji ($p < 0.001$) a u septembru jednak sadržaju na L1. Ukupni sadržaj Zn u zemljištu na oba kontrolna staništa bio je veći u odnosu na sadržaj u pepelu na pasivnim lagunama L1 i L2 ($p < 0.01$, $p < 0.001$). Na pasivnoj laguni L0 sadržaj Zn bio je veći ($p < 0.05$) ili jednak sadržaju na K1, manji u odnosu na sadržaj na K2 ($p < 0.001$) i veći u odnosu na sadržaj na L1 ($p < 0.001$) i L2 ($p < 0.001$) (Tabela 9).

Mangan (Mn)

Na kontrolnim staništima sadržaj ukupnog Mn u zemljištu kretao se od 430.293 $\mu\text{g/g}$ do 540.169 $\mu\text{g/g}$. Na pasivnim lagunama L1 i L2 sadržaj Mn se kretao od 149.727 $\mu\text{g/g}$ do 262.317 $\mu\text{g/g}$. U pepelu na aktivnoj laguni L0 iznosio je 533.927 \pm 11.482 $\mu\text{g/g}$ (Tabela 10). Na kontrolnom staništu K1, sadržaj ukupnog Mn u julu je bio veći u odnosu na maj ($p < 0.001$) i septembar ($p < 0.001$), a u septembru isti kao u maju. Na K2 je uočeno smanjivanje njegove koncentracije u septembru u odnosu na jul ($p < 0.01$). Na L1 manji sadržaj Mn utvrđen je u septembru ($p < 0.001$), dok je na L2 u julu mesecu utvrđena niža koncentracije Mn u odnosu na početak i kraj sezone ($p < 0.001$) (Slika 19).

Na K2 su izmerene veće vrednosti Mn u odnosu na K1 ($p < 0.001$) u sva tri sezonska preseka. Razlika između L1 i L2 konstatovana je samo u julu mesecu, kada je na L2 utvrđena niža ($p < 0.001$) koncentracija Mn. Ukupni sadržaj Mn u zemljištu na oba kontrolna staništa veći je u odnosu na sadržaj u pepelu na pasivnim lagunama L1 ($p < 0.001$) i L2 ($p < 0.001$). Na L0 utvrđen je veći je sadržaj Mn u odnosu na L1 ($p < 0.001$), L2 ($p < 0.001$), K1 ($p < 0.001$) i K2 ($p < 0.05$), osim u julu kada je na L0 i K2 utvrđena ista koncentracija Mn (Tabela 10).

Molibden (Mo)

Na kontrolnim staništima sadržaj ukupnog Mo u zemljištu kretao se od $0.949 \mu\text{g/g}$ do $1.580 \mu\text{g/g}$. Na pasivnim lagunama L1 i L2 sadržaj Mo tokom istraživanog perioda, kretao se od $0.931 \mu\text{g/g}$ do $4.677 \mu\text{g/g}$. U pepelu aktivne lagune L0 utvrđeno je $3.322 \pm 0.071 \mu\text{g/g}$ ukupnog Mo (Tabela 11). U zemljišti na K1 i K2 i pepelu na L1 nisu uočene razlike u sadržaju Mo tokom sezone, dok je na L2 primećeno značajno sezonsko smanjenje ($p < 0.001$) (Slika 20). Razlike u sadržaju Mo između K1 i K2 tokom sezone nisu konstatovane. Na L2 utvrđen je veći sadržaj Mo u pepelu u odnosu na L1, tokom čitavog perioda istraživanja ($p < 0.001$, $p < 0.01$). Sadržaj Mo u zemljištu na oba kontrolna staništa bio je manji u odnosu na sadržaj molibdena u pepelu na L2 ($p < 0.001$) u sva tri sezonska preseka, osim u septembru kada između K2 i L2 nisu konstatovane razlike. Između K1, K2 i L1 nisu utvrđene razlike u sadržaju Mo tokom čitave sezone. Sadržaj Mo u pepelu L0 bio je veći od sadržaja Mo u pepelu L1 i zemljištu K1 i K2 ($p < 0.001$), ali manji ili jednak sadržaju u pepelu na L2 (Tabela 11).

Selen (Se)

Na kontrolnim staništima sadržaj Se se kretao od $0.120 \mu\text{g/g}$ do $1.753 \mu\text{g/g}$. Na pasivnim lagunama L1 i L2 sadržaj Se tokom istraživanog perioda, kretao se od $0.966 \mu\text{g/g}$ do $5.030 \mu\text{g/g}$. U pepelu aktivne lagune L0 iznosio je $4.404 \pm 0.560 \mu\text{g/g}$ (Tabela 12). Na K1, koncentracije Se se nije menjala tokom sezone, dok je na K2 uočen porast Se u septembru u odnosu na maj ($p < 0.001$) i jul ($p < 0.05$). Na pasivnim lagunama uočen je pad koncentracije koji je bio izraženiji na L2, naročito tokom proleća i leta ($p < 0.001$) (Slika 21). Razlike u sadržaju Se između K1 i K2 tokom sezone nisu uočene. Veći sadržaj Se na L2 u odnosu na L1 uočen je samo u maju mesecu ($p < 0.001$), dok kasnije

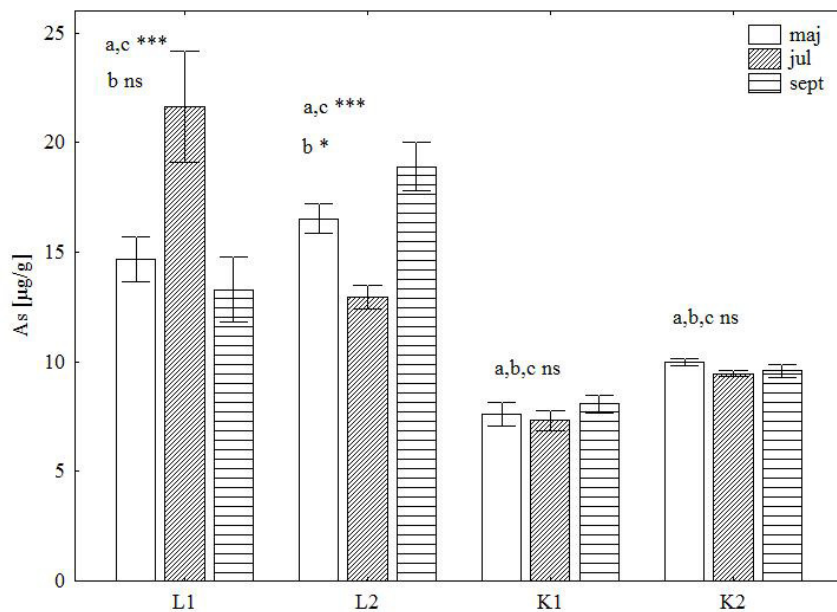
tokom sezone razlike u sadržaju Se između L1 i L2 nisu konstatovane. Najveća koncentracija Se utvrđena je na L0 ($p < 0.001$), osim u maju kada je na L0 i L2 sadržaj Se bio jednak. Na oba kontrolna staništa (K1 i K2), u maju i julu sadržaj Se je bio niži u odnosu na sadržaj u pepelu L1 i L2 ($p < 0.001$), dok u septembru razlike nisu konstatovane (Tabela 12).

Hrom (Cr)

Na kontrolnim staništima sadržaj ukupnog Cr u zemljištu kretao se od 30.646 $\mu\text{g/g}$ do 110.264 $\mu\text{g/g}$. Na pasivnim lagunama L1 i L2 sadržaj Cr se kretao od 40.674 $\mu\text{g/g}$ do 95.289 $\mu\text{g/g}$. Na aktivnoj laguni L0 ($149.535 \pm 3.356 \mu\text{g/g}$) izmeren je najveći sadržaj ukupnog Cr ($p < 0.001$), u odnosu na sve ispitivane lokalitete (Tabela 13). Na K1, K2 i L1 sadržaj Cr u supstratu bio je konstantan tokom čitavog perioda istraživanja, dok je na L2 više Cr izmereno u maju u odnosu na jul mesec ($p < 0.01$) (Slika 22). Veće koncentracije Cr na kontrolnim staništima izmerene su u zemljištu na K1 ($p < 0.001$), a na pasivnim lagunama veće su bile na L1 tokom čitave sezone ($p < 0.05$, $p < 0.001$). Na K1 sadržaj Cr je bio jednak sadržaju na L1, ali veći u odnosu na L2 ($p < 0.001$). Na K2 sadržaj Cr je bio manji u odnosu na L1 ($p < 0.001$) i L2 ($p < 0.001$), osim u julu kada razlike između K2 i L2 nisu konstatovane (Tabela 13).

Nikal (Ni)

Sadržaj Ni u zemljištu na kontrolnim staništima kretao se od 43.646 $\mu\text{g/g}$ do 118.873 $\mu\text{g/g}$. Na pasivnim lagunama sadržaj Ni u pepelu kretao se od 52.168 $\mu\text{g/g}$ do 117.840 $\mu\text{g/g}$. Na aktivnoj laguni L0 ($143.746 \pm 3.104 \mu\text{g/g}$) izmeren je najveći sadržaj ukupnog Ni ($p < 0.001$), u odnosu na sve ispitivane lokalitete (Tabela 14). Na K1, K2 i L1 sadržaj Ni nije se menjao tokom sezone izuzev smanjenja na K1 u septembru mesecu ($p < 0.05$). Najizraženije smanjenje koncentracije Ni tokom sezone uočeno je na L2 ($p < 0.001$) (Slika 23). Na K2 su utvrđene niže vrednosti Ni u odnosu na K1 ($p < 0.001$) tokom čitavog istraživačkog perioda. Samo u maju mesecu sadržaj Ni na L2 je bio viši u odnosu na L1 ($p < 0.001$), dok u julu i septembru nisu konstatovane razlike u sadržaju Ni u pepelu između pasivnih laguna. Na K1 sadržaj Ni je bio manji u odnosu na L1 ($p < 0.001$) i L2 ($p < 0.001$), osim u maju kada razlike između K1 i L2 nisu konstatovane. Na K2 sadržaj Ni je bio manji u odnosu na L1 ($p < 0.001$) i L2 ($p < 0.001$) (Tabela 14).

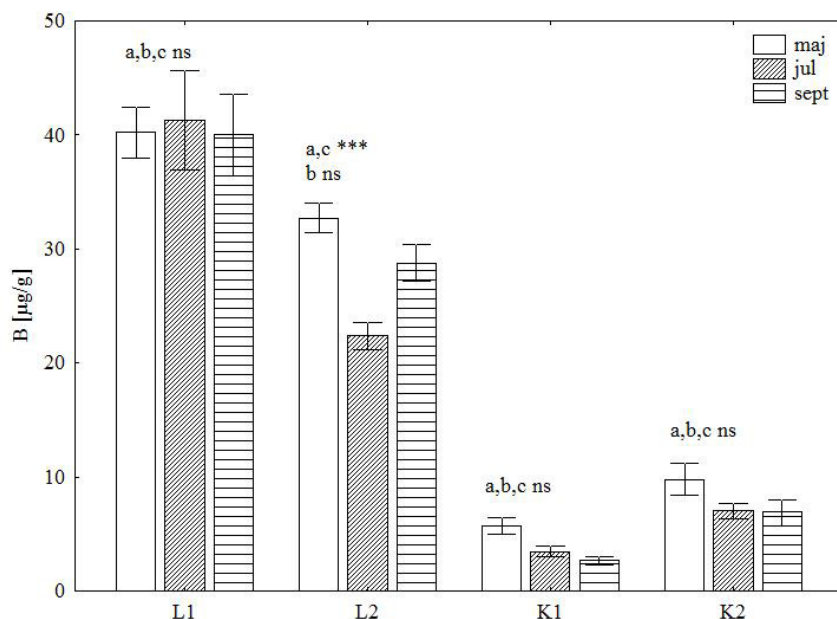


Slika 15. Vremenska dinamika ukupnog sadržaj arsena u zemljištu i pepelu (0 – 10 cm), (a=maj/jul, b=maj/sept., c=jul/sept.). (ANOVA, n=5, *p<0.05, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)

Tabela 6. Prostorna dinamika ukupnog sadržaja arsena u zemljištu i pepelu (0 - 10 cm) na ispitivanim staništima

Povr.	M (SD) [µg/g]	Min – Maks [µg/g]	K1	K2	L1	L2
Maj						
K1	7.617 (0.528)	6.874 – 8.262	-	*	***	***
K2	10.004 (0.165)	9.837 – 10.228	*	-	***	***
L1	14.690 (1.035)	13.272 – 16.023	***	***	-	ns
L2	16.532 (0.687)	15.838 – 17.674	***	***	ns	-
Jul						
K1	7.322 (0.454)	6.896 – 8.019	-	ns	***	***
K2	9.469 (0.142)	9.309 – 9.670	ns	-	***	***
L1	21.618 (2.534)	17.398 – 23.643	***	***	-	***
L2	12.953 (0.531)	12.230 – 13.514	***	***	***	-
Septembar						
K1	8.078 (0.395)	7.769 – 8.576	-	ns	***	***
K2	9.586 (0.297)	9.353 – 10.082	ns	-	***	***
L1	13.299 (1.473)	11.456 – 15.504	***	***	-	***
L2	18.899 (1.100)	17.137 – 20.040	***	***	***	-
L0	60.357 (0.865)	59.081 – 61.315	***	***	***	***

ANOVA, (n=5*p<0.05, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)

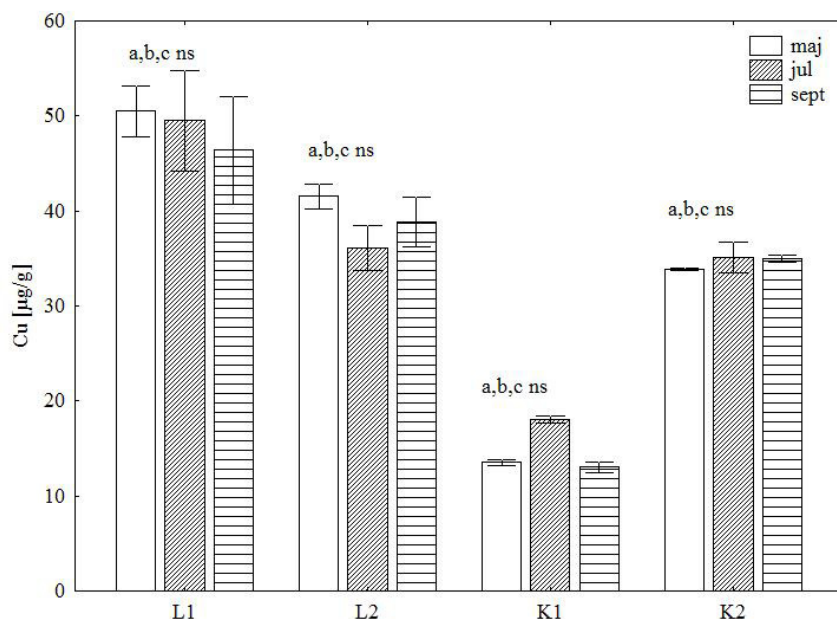


Slika 16. Vremenska dinamika ukupnog sadržaj bora u zemljištu i pepelu (0 – 10 cm), (a=maj/jul, b=maj/sept., c=jul/sept.). (ANOVA, n=5, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)

Tabela 7. Prostorna dinamika ukupnog sadržaja bora u zemljištu i pepelu (0 - 10 cm) na ispitivanim staništima

Povr.	M (SD) [µg/g]	Min – Maks [µg/g]	K1	K2	L1	L2
Maj						
K1	5.741 (0.750)	5.099 – 6.995	-	ns	***	***
K2	9.772 (1.409)	7.890 – 11.705	ns	-	***	***
L1	40.231 (2.241)	36.744 – 42.683	***	***	-	***
L2	32.726 (1.270)	30.597 – 33.601	***	***	***	-
Jul						
K1	3.476 (0.476)	2.909 – 4.208	-	ns	***	***
K2	7.022 (0.683)	6.388 – 8.103	ns	-	***	***
L1	41.282 (4.332)	33.971 – 44.552	***	***	-	***
L2	22.369 (1.206)	20.285 – 23.290	***	***	***	-
Septembar						
K1	2.654 (0.318)	2.250 – 3.057	-	ns	***	***
K2	6.905 (1.140)	5.331 – 8.554	ns	-	***	***
L1	40.041 (3.583)	36.111 – 45.883	***	***	-	***
L2	28.778 (1.597)	26.597 – 31.042	***	***	***	-
L0	93.303 (1.206)	90.816 – 94.430	***	***	***	***

ANOVA, (n=5, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)

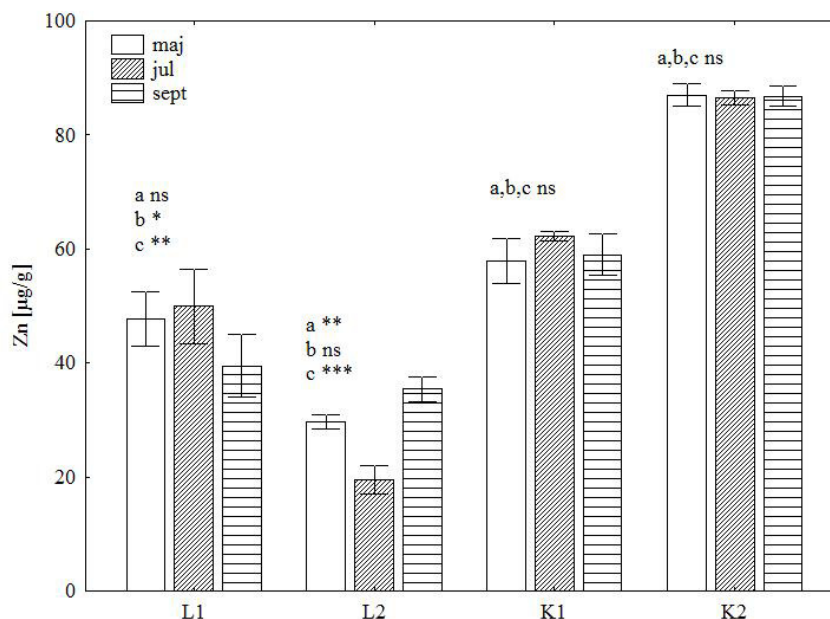


Slika 17. Vremenska dinamika ukupnog sadržaj bakra u zemljištu i pepelu (0 - 10 cm), (a=maj/jul, b=maj/sept., c=jul/sept.). (ANOVA, n=5, ns - nema značajnih razlika)

Tabela 8. Prostorna dinamika ukupnog sadržaja bakra u zemljištu i pepelu (0 - 10 cm) na ispitivanim staništima

Povr.	M (SD) [µg/g]	Min – Maks [µg/g]	K1	K2	L1	L2
Maj						
K1	13.527 (0.333)	13.250 – 14.048	-	***	***	***
K2	33.861 (0.115)	33.716 – 34.002	***	-	***	**
L1	50.488 (2.687)	46.433 – 53.981	***	***	-	***
L2	41.572 (1.304)	39.964 – 43.260	***	**	***	-
Jul						
K1	18.036 (0.354)	17.666 – 18.504	-	***	***	***
K2	35.127 (1.576)	34.227 – 37.935	***	-	***	ns
L1	49.506 (5.323)	40.412 – 53.518	***	***	-	***
L2	36.115 (2.393)	33.048 – 38.637	***	ns	***	-
Septembar						
K1	13.045 (0.524)	12.437 – 13.838	-	***	***	***
K2	34.986 (0.352)	34.659 – 35.575	***	-	***	ns
L1	46.412 (5.665)	39.660 – 54.972	***	***	-	**
L2	38.894 (2.599)	34.908 – 41.219	***	ns	**	-
L0	79.656 (1.774)	76.986 – 81.909	***	***	***	***

ANOVA, (n=5, **p<0.01, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)

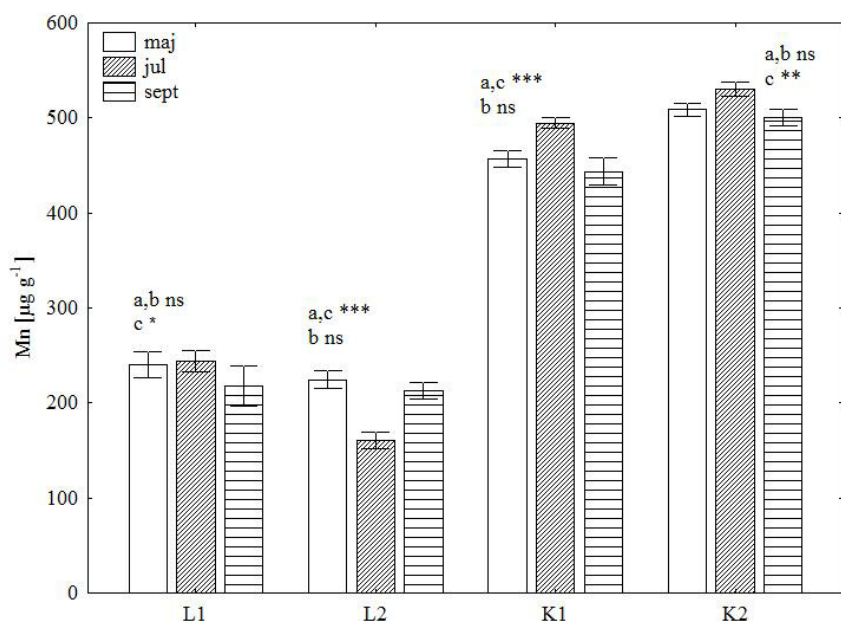


Slika 18. Vremenska dinamika ukupnog sadržaj cinka u zemljištu i pepelu (0 – 10 cm), (a=maj/jul, b=maj/sept., c=jul/sept.). (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)

Tabela 9. Prostorna dinamika ukupnog sadržaja cinka u zemljištu i pepelu (0 – 10 cm) na ispitivanim staništima

Povr.	M (SD) [µg/g]	Min – Maks [µg/g]	K1	K2	L1	L2
Maj						
K1	57.927 (3.920)	54.548 – 64.209	-	***	**	***
K2	87.009 (1.922)	85.113 – 88.843	***	-	***	***
L1	47.753 (4.713)	40.371 – 52.651	**	***	-	***
L2	29.742 (1.236)	28.488 – 31.699	***	***	***	-
Jul						
K1	62.245 (0.843)	61.164 – 63.306	-	***	**	***
K2	86.953 (1.176)	85.508 – 88.377	***	-	***	***
L1	49.953 (6.567)	39.233 – 56.829	**	***	-	***
L2	19.553 (2.513)	18.139 – 24.033	***	***	***	-
Septembar						
K1	59.040 (3.679)	55.108 – 64.967	-	***	***	***
K2	86.812 (1.747)	84.659 – 88.551	***	-	***	***
L1	39.452 (5.487)	32.934 – 45.126	***	***	-	ns
L2	35.478 (2.196)	31.973 – 37.461	***	***	ns	-
L0	64.636 (2.678)	61.904 – 69.056	*-ns	***	***	***

ANOVA, (n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p <0.001, ns - nema značajnih razlika)

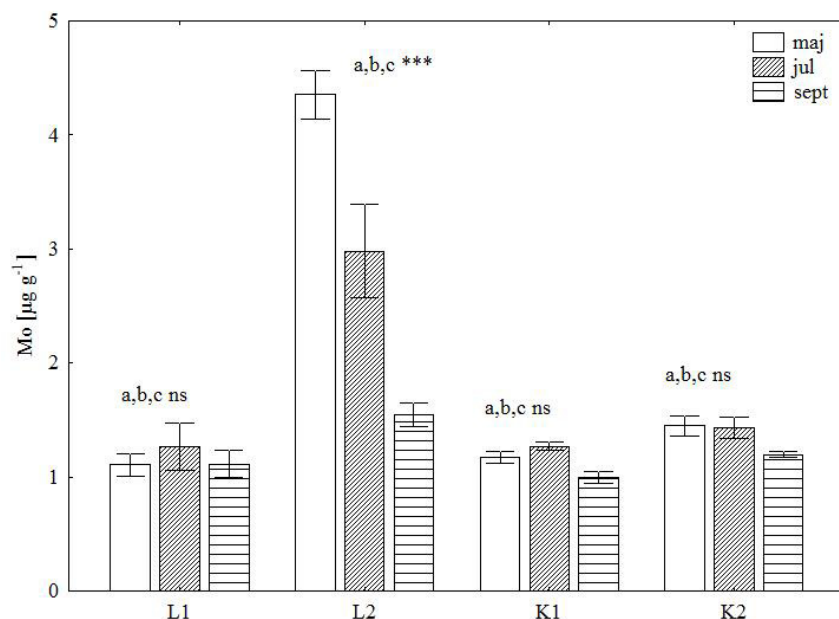


Slika 19. Vremenska dinamika ukupnog sadržaj mangana u zemljištu i pepelu (0 – 10 cm), (a=maj/jul, b=maj/sept., c=jul/sept.). (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)

Tabela 10. Prostorna dinamika ukupnog sadržaja mangana u zemljištu i pepelu (0 – 10 cm) na ispitivanim staništima

Povr.	M (SD) [µg/g]	Min – Maks [µg/g]	K1	K2	L1	L2
Maj						
K1	457.301 (8.563)	443.234 – 466.046	-	***	***	***
K2	508.709 (7.377)	498.373 – 518.130	***	-	***	***
L1	240.398(14.161)	222.970 – 262.317	***	***	-	ns
L2	224.662 (9.392)	210.036 – 235.128	***	***	ns	-
Jul						
K1	494.749 (5.266)	488.358 – 502.556	-	***	***	***
K2	530.461 (7.573)	520.424 – 540.169	***	-	***	***
L1	243.953(11.048)	232.044 – 257.804	***	***	-	***
L2	160.847 (9.012)	149.727 – 171.386	***	***	***	-
Septembar						
K1	443.897(14.316)	430.293 – 466.677	-	***	***	***
K2	500.741 (8.756)	490.567 – 510.020	***	-	***	***
L1	218.217(21.376)	198.841 – 254.594	***	***	-	ns
L2	213.132 (9.128)	205.356 – 227.054	***	***	ns	-
L0	533.927(11.482)	515.814 – 547.444	***	*-ns	***	***

ANOVA, (n=5, *p<0.05, ***p <0.001, ns - nema značajnih razlika)

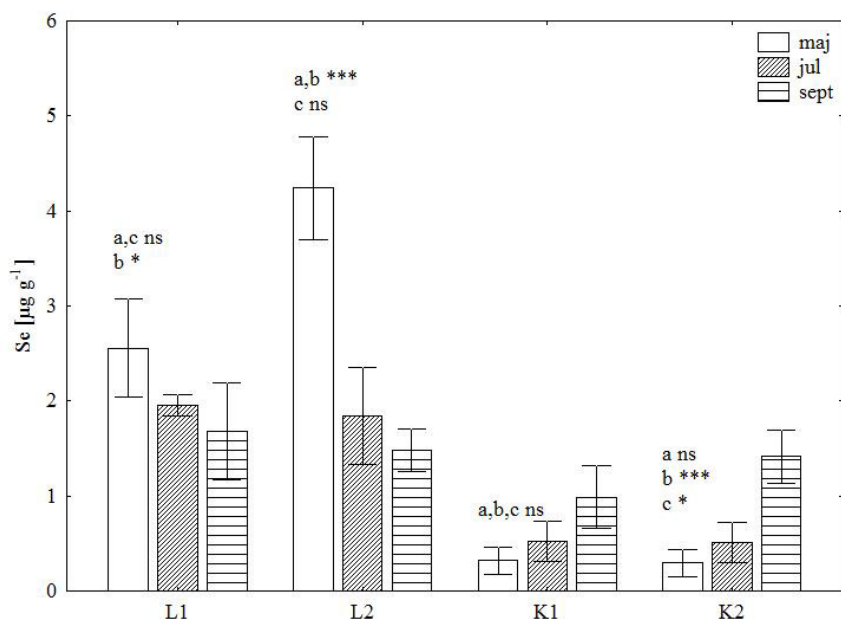


Slika 20. Vremenska dinamika ukupnog sadržaj molibdena u zemljištu i pepelu (0 – 10 cm), (a=maj/jul, b=maj/sept., c=jul/sept.). (ANOVA, n=5, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)

Tabela 11. Prostorna dinamika ukupnog sadržaja molibdena u zemljištu i pepelu (0 – 10 cm) na ispitivanim staništima

Povr.	M (SD) [µg/g]	Min – Maks [µg/g]	K1	K2	L1	L2
Maj						
K1	1.175 (0.051)	1.110 – 1.240	-	ns	ns	***
K2	1.450 (0.089)	1.341 – 1.580	ns	-	ns	***
L1	1.107 (0.100)	0.965 – 1.247	ns	ns	-	***
L2	4.354 (0.214)	4.172 – 4.677	***	***	***	-
Jul						
K1	1.271 (0.036)	1.223 – 1.317	-	ns	ns	***
K2	1.432 (0.091)	1.321 – 1.557	ns	-	ns	***
L1	1.268 (0.204)	0.931 – 1.436	ns	ns	-	***
L2	2.982 (0.409)	2.683 – 3.697	***	***	***	-
Septembar						
K1	0.997 (0.048)	0.949 – 1.073	-	ns	ns	***
K2	1.197 (0.026)	1.152 – 1.222	ns	-	ns	ns
L1	1.115 (0.121)	1.005 – 1.314	ns	ns	-	**
L2	1.545 (0.102)	1.394 – 1.668	***	ns	**	-
L0	3.322 (0.071)	3.207 – 3.388	***	***	***	***-ns

ANOVA, (n=5, **p<0.01, ***p <0.001, ns - nema značajnih razlika)

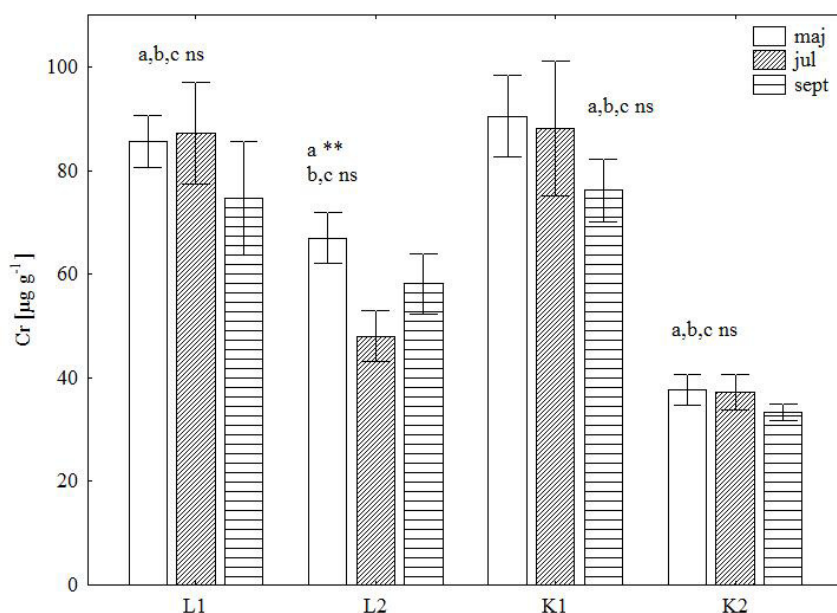


Slika 21. Vremenska dinamika ukupnog sadržaja selena u zemljištu i pepelu (0 – 10 cm), (a=maj/jul, b=maj/sept., c=jul/sept.). (ANOVA, n=5, *p<0.05, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)

Tabela 12. Prostorna dinamika ukupnog sadržaja selena u zemljištu i pepelu (0 – 10 cm) na ispitivanim staništima

Povr.	M (SD) [µg/g]	Min – Maks [µg/g]	K1	K2	L1	L2
Maj						
K1	0.322 (0.144)	0.145 – 0.487	-	ns	***	***
K2	0.296 (0.140)	0.120 – 0.474	ns	-	***	***
L1	2.558 (0.520)	1.840 – 3.050	***	***	-	***
L2	4.243 (0.540)	3.460 – 4.770	***	***	***	-
Jul						
K1	0.520 (0.211)	0.339 – 0.859	-	ns	***	***
K2	0.512 (0.218)	0.293 – 0.618	ns	-	***	***
L1	1.956 (0.113)	1.828 – 2.124	***	***	-	ns
L2	1.846 (0.513)	1.277 – 2.684	***	***	ns	-
Septembar						
K1	0.989 (0.333)	0.608 – 1.263	-	ns	ns	ns
K2	1.417 (0.279)	1.018 – 1.753	ns	-	ns	ns
L1	1.681 (0.506)	0.966 – 2.247	ns	ns	-	ns
L2	1.486 (0.221)	1.270 – 1.806	ns	ns	ns	-
L0	4.404 (0.560)	3.529 – 5.030	***	***	***	ns-***

ANOVA, (n=5, ***p <0.001, ns - nema značajnih razlika)

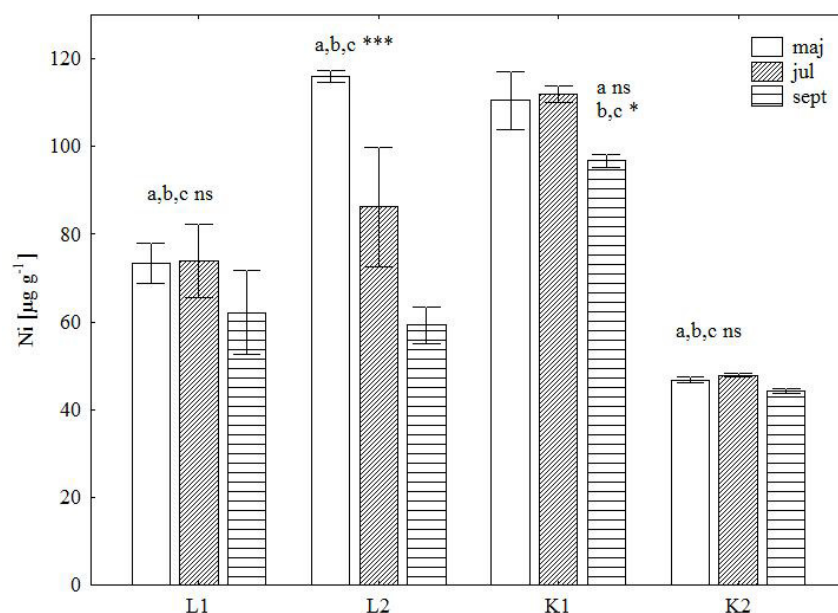


Slika 22. Vremenska dinamika ukupnog sadržaj hroma u zemljištu i pepelu (0 – 10 cm), (a=maj/jul, b=maj/sept., c=jul/sept.). (ANOVA, n=5, **p<0.01, ns - nema značajnih razlika)

Tabela 13. Prostorna dinamika ukupnog sadržaja hroma u zemljištu i pepelu (0 – 10 cm) na ispitivanim staništima

Povr.	M (SD) [µg/g]	Min – Maks [µg/g]	K1	K2	L1	L2
Maj						
K1	90.456 (7.832)	83.182 – 100.847	-	***	ns	***
K2	37.748 (2.941)	34.396 – 42.258	***	-	***	***
L1	85.560 (5.032)	78.468 – 92.381	ns	***	-	*
L2	66.999 (4.877)	61.452 – 74.571	***	***	*	-
Jul						
K1	88.081 (13.045)	77.548 – 110.264	-	***	ns	***
K2	37.241 (3.366)	34.590 – 43.075	***	-	***	ns
L1	87.258 (9.786)	70.611 – 95.289	ns	***	-	***
L2	48.022 (4.841)	40.674 – 54.029	***	ns	***	-
Septembar						
K1	76.168 (6.066)	67.275 – 83.860	-	***	ns	*
K2	33.296 (1.578)	30.646 – 34.070	***	-	***	***
L1	74.573 (10.970)	66.629 – 93.271	ns	***	-	*
L2	58.102 (5.705)	52.655 – 67.180	*	***	*	-
L0	149.535 (3.356)	145.767 – 153.444	***	***	***	***

ANOVA, (n=5, *p<0.05, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)



Slika 23. Vremenska dinamika ukupnog sadržaj nikla u zemljištu i pepelu (0 – 10 cm) (a=maj/jul, b=maj/sept., c=jul/sept.). (ANOVA, n=5, *p<0.05, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)

Tabela 14. Prostorna dinamika ukupnog sadržaja nikla u zemljištu i pepelu (0 – 10 cm) na ispitivanim staništima

Povr.	M (SD) [µg/g]	Min – Maks [µg/g]	K1	K2	L1	L2
Maj						
K1	110.559 (6.615)	104.873 – 118.873	-	***	***	ns
K2	46.781 (0.594)	45.862 – 47.437	***	-	***	***
L1	73.266 (4.608)	66.895 – 79.778	***	***	-	***
L2	116.025 (1.317)	114.705 – 117.840	ns	***	***	-
Jul						
K1	111.980 (1.981)	110.093 – 114.813	-	***	***	***
K2	47.878 (0.437)	47.103 – 48.138	***	-	***	***
L1	73.971 (8.310)	59.902 – 80.833	***	***	-	ns
L2	86.273 (13.606)	76.044 – 109.543	***	***	ns	-
Septembar						
K1	96.735 (1.556)	94.257 – 98.070	-	***	***	***
K2	44.346 (0.561)	43.646 – 45.102	***	-	**	*
L1	62.130 (9.585)	52.168 – 77.346	***	**	-	ns
L2	59.267 (4.151)	55.048 – 65.137	***	*	ns	-
L0	143.746 (3.104)	140.028 – 147.620	***	***	***	***

ANOVA, (n=5, *p<0.005, **p<0.01, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)

5.1.6. Sezonska dinamika sadržaja bioraspoložive DTPA frakcije hemijskih elemenata u pepelu i zemljištu

Utvrđivanje bioraspoložive frakcije hemijskih elemenata u zemljištu i pepelu je značajno jer pruža mogućnost da se predvidi mobilnost nekog hemijskog elementa i potencijalni rizik za njegovo usvajanje od strane biljaka. Odnos bioraspoložive, odnosno potencijalno dostupne frakcije i ukupnog sadržaja nekog hemijskog elementa, izražava se procentualno, predstavlja njegovu mobilnost i govori o jačini njegovog vezivanja za primarne minerale.

Sadržaj DTPA frakcije hemijskih elemenata, potencijalno dostupnih biljkama (As, B Cu, Zn, Mn, Mo, Se, Cr i Ni [$\mu\text{g/g}$]), ispitivan je u površinskom sloju pepela (0 – 10 cm) na aktivnoj L0 i pasivnim lagunama (L1 i L2) deponije pepela ‘TENT A’ i površinskom sloju zemljišta (0 – 10 cm) kontrolnih staništa (K1 i K2) u tri sezonska preseka (maj, jul i septembar). Analizirane su razlike potencijalno dostupnog sadržaja hemijskih elemenata tokom sezone na svakom staništu (vremanska dinamika) i između staništa (prostorna dinamika) u svakom od tri sezonska preseka. Na osnovu dvofaktorske analize varijansi (factorial ANOVA) uočeno je da na varijabilnost DTPA frakcije hemijskih elemenata As, B, Cu, Zn, Mn, Mo, Cr i Ni, uticaj imaju i sezona ($p < 0.001$) i stanište ($p < 0.001$), pri čemu je uticaj staništa izraženiji. Na varijabilnost Se veći uticaj je ima sezona (Tabela 15).

Tabela 15. Uticaj staništa i sezone na varijabilnost bioraspoložive DTPA frakcije hemijskih elemenata u površinskom sloju (0 – 10 cm) pepela i zemljišta

Element	Stanište		Sezona	
	F	p	F	p
As	633.704	***	116.419	***
B	5052.900	***	57.900	***
Cu	16820.300	***	180.600	***
Zn	4036.890	***	64.360	***
Mn	15436.400	***	19.450	***
Mo	112.856	***	9.761	***
Se	36.546	***	248.277	***
Cr	652.37	***	4.250	*
Ni	4505.300	***	149.200	***

Bioraspoloživa DTPA frakcija arsena

Sadržaj DTPA frakcije As na kontrolnim staništima kretao se od 0.114 – 0.206 µg/g. Na pasivnim lagunama (L1 i L2) iznosio je od 0.278 – 0.568 µg/g. U pepelu na L0 utvrđeno je 0.185 ± 0.007 µg/g (Tabela 16). U zemljištu na K2 nije uočena promena njegovog sadržaja tokom sezone. Na lokalitetima L1, L2 i K1 sadržaj DTPA frakcije arsena bio je manji na kraju u odnosu na početak sezone ($p < 0.001$, $p < 0.05$) (Slika 24). Tokom sezone nisu utvrđene razlike u sadržaju As između K1 i K2. U pepelu pasivnih laguna tokom sezone razlike u sadržaju potencijalno dostupnog As između L1 i L2 primećene su samo u julu mesecu ($p < 0.001$), pri čemu je manji sadržaj utvrđen na L1. Sadržaj DTPA frakcije As u pepelu pasivnih laguna bio je veći u odnosu na sadržaj u zemljištu kontrolnih staništa. Procentualno učešće potencijalno dostupne frakcije As u odnosu na ukupni sadržaj, bilo je veće u pepelu pasivnih laguna u odnosu na pepeo aktivne lagune (Tabela 16).

Bioraspoloživa DTPA frakcija bora

U zemljištu kontrolnih staništa sadržaj DTPA frakcije B kretao se od 0.244 – 0.570 µg/g. Na pasivnim lagunama njegov sadržaj se kretao od 0.298 – 1.858 µg/g. Najveći sadržaj DTPA frakcije B (9.251 ± 0.057) konstatovan je u pepelu L0 ($p < 0.001$) (Tabela 17). Na K1 u julu je bio veći u odnosu na maj ($p < 0.001$) i septembar ($p < 0.001$), dok na K2 nisu utvrđene promene sadržaja tokom sezone. Tokom sezone sadržaj DTPA frakcije B na L1 se povećavao od maja do jula ($p < 0.001$), a na L2 od jula do septembra ($p < 0.001$) (Slika 25). U maju i julu sadržaj DTPA frakcije B bio je manji na K2, dok u septembru razlike između K1 i K2 nisu konstatovane. Na L2 tokom cele sezone bio je manji u odnosu na L1 ($p < 0.001$). Na K1 u maju i julu sadržaj potencijalno dostupnog B je bio manji u odnosu na L1 ($p < 0.001$), a veći u odnosu na L2, dok je u septembru bio manji u odnosu na sadržaj na obe pasivne lagune ($p < 0.001$). Procentualno učešće dostupne frakcije B u odnosu na ukupni sadržaj smanjivalo se sa starenjem pepela (Tabela 17).

Bioraspoloživa DTPA frakcija bakra

Na kontrolnim staništima sadržaj DTPA frakcije Cu u zemljištu kretao se od 1.234 – 3.540 µg/g. Na pasivnim lagunama kretao se od 0.456 – 1.198 µg/g, a u pepelu aktivne

lagune iznosio je $0.912 \pm 0.009 \mu\text{g/g}$ (Tabela 18). Na kontrolnom staništu K1 u julu bio je veći u odnosu na maj ($p < 0.001$) i septembar ($p < 0.01$). Na K2 u julu je bio manji u odnosu na maj ($p < 0.001$) i septembar ($p < 0.001$). Na L1 u septembru je bio veći u odnosu na jul ($p < 0.001$), a na L2 u julu manja od sadržaja u maju ($p < 0.001$) i septembru ($p < 0.001$) (Slika 26). Tokom cele sezone potencijalno dostupni sadržaj Cu bio je manji na K1 u odnosu na K2 ($p < 0.001$). Na oba kontrolna staništa sadržaj ove frakcije Cu u zemljištu, bio je veći u odnosu na sadržaj u pepelu sve tri lagune ($p < 0.001$). Na L1 bio je veći u odnosu na L2 ($p < 0.001$). Procentualno učešće potencijalno dostupne frakcije Cu u odnosu na njegov ukupni sadržaj bilo je manje u pepelu L0 u odnosu na pepeo aktivnih laguna (Tabela 18).

Bioraspoloživa DTPA frakcija cinka

Na kontrolnim staništima sadržaj DTPA frakcije Zn kretao se od $1.306 - 5.286 \mu\text{g/g}$. Na pasivnim lagunama iznosio je od $0.332 - 1.446 \mu\text{g/g}$. Sadržaj DTPA frakcije Zn u pepelu L0 ($1.428 \pm 0.029 \mu\text{g/g}$) bio je veći u odnosu na sadržaj u pepelu pasivnih laguna ($p < 0.001$) (Tabela 19). U zemljištu kontrolnih staništa najveći sadržaj ove frakcije Zn utvrđen je u julu mesecu ($p < 0.001$). Tokom sezone na L1 je uočeno opadanje DTPA frakcije Zn, a na L2 nisu uočene promene tokom sezone (Slika 27). Na kontrolnim staništima utvrđen je veći sadržaj dostupnog Zn u odnosu na sadržaj u pepelu L1 i L2 ($p < 0.001$), pri čemu su vrednosti tokom cele sezone bile veće na K2 u odnosu na K1 ($p < 0.001$). Na L1 sadržaj ove frakcije u maju i julu bio je veći ($p < 0.001$), a u septembru jednak sadržaju na L2. Procentualno učešće potencijalno dostupne frakcije Zn u pepelu L0 bilo je manje u odnosu na kontrolna staništa, a veće u odnosu na pasivne lagune, L1 i L2 (Tabela 19).

Bioraspoloživa DTPA frakcija mangana

U zemljištu kontrolnih staništa sadržaj DTPA frakcije Mn kretao se od $19.712 - 25.774 \mu\text{g/g}$. Na pasivnim lagunama sadržaj ove frakcije Mn kretao se od $0.526 - 1.482 \mu\text{g/g}$. U pepelu aktivne lagune L0 ($3.624 \pm 0.036 \mu\text{g/g}$) bio je veći u odnosu na sadržaj na pasivnim lagunama ($p < 0.001$) (Tabela 20). Na K1 u julu je utvrđen veći sadržaj u odnosu na maj ($p < 0.001$) i septembar ($p < 0.001$). Na K2 u maju sadržaj DTPA frakcije Mn je bio veći u odnosu na jul ($p < 0.001$) i septembar ($p < 0.001$). Na L1 i L2 nije bilo

promena ove frakcije tokom sezone, osim nešto većeg sadržaja na L2 u septembru u odnosu na jul ($p < 0.05$) (Slika 28). Na kontrolnim staništima u maju ($p < 0.001$) i septembru ($p < 0.05$) veći sadržaj je utvrđen na K2, a u julu na K1 ($p < 0.001$). Veći sadržaj ove frakcije uočen je u zemljištu K2 u maju ($p < 0.001$) i septembru ($p < 0.05$), a na K1 u julu ($p < 0.001$). Razlike u njegovom sadržaju između L1 i L2 nisu konstatovane tokom sezone. U zemljištu kontrolnih staništa utvrđen je veći sadržaj DTPA frakcije Mn u odnosu na pepeo sve tri lagune ($p < 0.001$). Procentualno učešće dostupne frakcije Mn nije se menjalo sa starenjem pepela (Tabela 20).

Bioraspoloživa DTPA frakcija molibdena

Na kontrolnim staništima sadržaj DTPA frakcije Mo kretao se od 0.008 – 0.012 $\mu\text{g/g}$. U pepelu pasivnih laguna sadržaj ove frakcije Mo kretao se od 0.008 – 0.026 $\mu\text{g/g}$. U pepelu L0 (0.216 \pm 0.005 $\mu\text{g/g}$), bio je veći kako u odnosu na kontrolna staništa ($p < 0.001$), tako i u odnosu na pasivne lagune ($p < 0.001$) (Tabela 21). Tokom sezone sadržaj DTPA frakcije Mo u pepelu L1 se smanjivao od jula do septembra ($p < 0.01$), a na L2 niži sadržaj je izmeren u julu u odnosu na maj ($p < 0.001$) i septembar ($p < 0.001$), dok na kontrolnim staništima promene u sadržaju ove frakcije Mo u zemljištu, nisu uočene (Slika 29). Na kontrolnim staništima tokom sezone, razlika između K1 i K2 nisu utvrđene. U pepelu pasivnih laguna manji sadržaj izmeren je na L2 u maju ($p < 0.001$) i julu ($p < 0.001$), dok u septembru razlike između L1 i L2 nisu uočene. Na kontrolnim staništima bio je manji u odnosu na L1 i L2 ($p < 0.001$), osim u julu kada je na L2 i oba kontrolna staništa utvrđen jednak sadržaj dostupnog Mo. Procenat učešća dostupne frakcije Mo najveći je u pepelu L0 i smanjuje se sa starenjem pepela (Tabela 21).

Bioraspoloživa DTPA frakcija selena

Na kontrolnim staništima sadržaj potencijalno dostupnog Se se kretao od 0.010 - 0.056 $\mu\text{g/g}$. U pepelu pasivnih laguna iznosio je od 0.016 - 0.098 $\mu\text{g/g}$. Najveći sadržaj DTPA frakcije Se utvrđen je u pepelu L0 (0.163 \pm 0.015 $\mu\text{g/g}$) ($p < 0.001$) (Tabela 22). Na svim lokalitetima najveći sadržaj DTPA frakcije Se utvrđen je u septembru ($p < 0.001$) (Slika 30). Na kontrolnim staništima tokom sezone nisu utvrđene razlike u sadržaju ove frakcije Se između K1 i K2. Na obe pasivne lagune sadržaj dostupnog Se je u svakom sezonskom preseku bio jednak. Na L1 u maju bio je veći u odnosu na K1

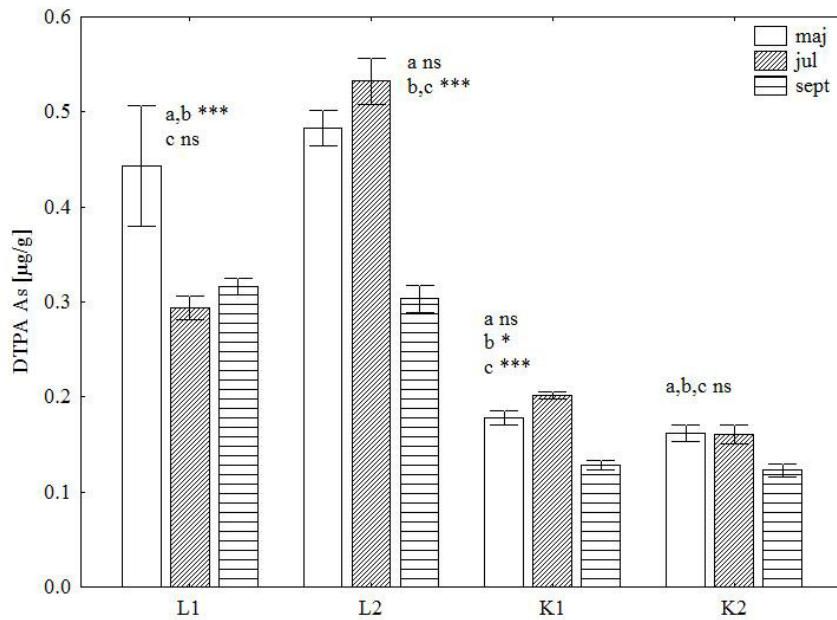
($p < 0.05$) i K2 ($p < 0.05$), u julu veći u odnosu na K2 ($p < 0.05$). U septembru sadržaj dostupnog Se na obe pasivne lagune bio je veći u odnosu na kontrolna staništa ($p < 0.001$). Na početku sezone udeo dostupnog Se bio je manji na L1 i L2 u odnosu na L0, ali se tokom sezone povećavao tako da je u septembru bio veći na L1 i L2 u odnosu na L0 ($p < 0.001$) (Tabela 22).

Bioraspoloživa DTPA frakcija hroma

Na kontrolnim staništima sadržaj DTPA frakcije Cr se kretao od 0.010 - 0.016 $\mu\text{g/g}$. U pepelu L1 i L2 sadržaj ove frakcije Cr kretao se od 0.026 - 0.042 $\mu\text{g/g}$. Najveći sadržaj DTPA frakcije Cr utvrđen je u pepelu L0 ($0.170 \pm 0.003 \mu\text{g/g}$ ($p < 0.001$)) (Tabela 23). Na K1 najveći sadržaj DTPA frakcije Cr je bio u septembru ($p < 0.05$), dok na K2 promene DTPA frakcije Cr nisu utvrđene. Na L1 u maju i julu utvrđen je veći sadržaj DTPA frakcije Cr u odnosu na septembar ($p < 0.001$), a na L2 u septembru u odnosu na maj ($p < 0.01$) (Slika 31). Poređenjem kontrolnih staništa utvrđeno je da je u julu potencijalno dostupni sadržaj Cr bio veći ($p < 0.01$), u septembru manji ($p < 0.05$) na K2 u odnosu na K1, dok u maju razlike nisu utvrđene. Na pasivnim lagunama, u maju i julu bio je manji ($p < 0.001$), a u septembru veći ($p < 0.05$) na L2 u odnosu na L1. Procenat učešća potencijalno dostupne frakcije Cr bio je veći u pepelu L0 u odnosu na pepeo L1 i L2 (Tabela 23).

Bioraspoloživa DTPA frakcija nikla

U zemljištu kontrolnih staništa sadržaj potencijalno dostupnog Ni se kretao od 1.370 - 2.070 $\mu\text{g/g}$. U pepelu L1 i L2 iznosio je 0.442 - 1.036 $\mu\text{g/g}$, a u pepelu L0 $0.568 \pm 0.005 \mu\text{g/g}$ (Tabela 24). Na K1 u julu je bio veći u odnosu na maj ($p < 0.001$) i septembar ($p < 0.001$), a na K2 u septembru veći u odnosu na jul ($p < 0.001$). Veći sadržaj DTPA frakcije Ni na L1 utvrđen je u septembru u odnosu na maj i jul ($p < 0.001$), na L2 u maju i septembru u odnosu na jul ($p < 0.001$) (Slika 32). Na oba kontrolna staništa sadržaj dostupne frakcije Ni bio je veći u odnosu na sve tri lagune. Procentualno učešće dostupnog Ni bilo je veće u pepelu pasivnih laguna u odnosu na pepeo aktivne lagune (Tabela 24).

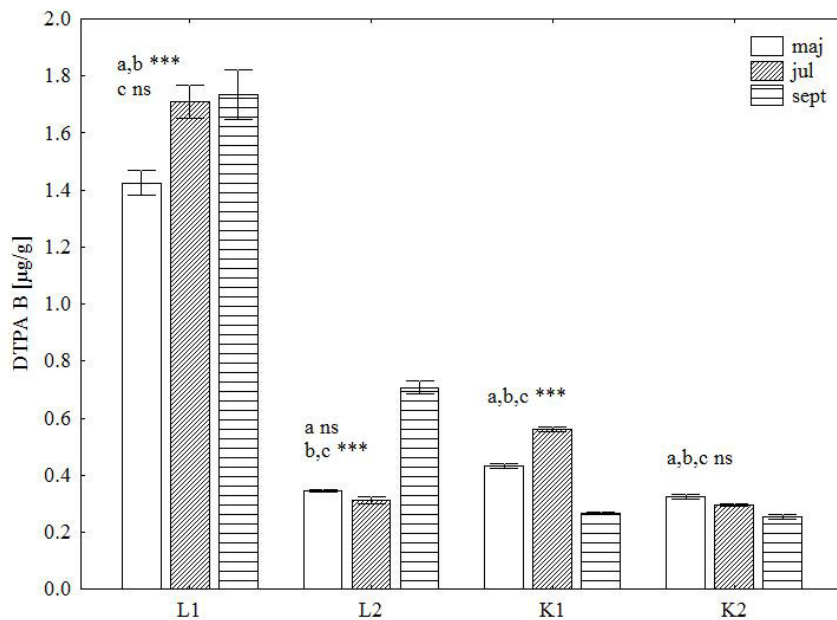


Slika 24. Vremenska dinamika bioraspoložive DTPA frakcije arsena u zemljištu i pepelu (0-10cm), (a=maj/jul, b=maj/sept., c=jul/sept.). (ANOVA, n=5, *p<0.05, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)

Tabela 16. Prostorna dinamika bioraspoložive DTPA frakcije arsena u zemljištu i pepelu (0-10cm) na ispitivanim staništima

Povr.	M (SD) [µg/g]	Min – Maks [µg/g]	K1	K2	L1	L2	%
Maj							
K1	0.178 (0.008)	0.170 – 0.190	-	ns	***	***	2.337
K2	0.162 (0.009)	0.150 – 0.174	ns	-	***	***	1.619
L1	0.443 (0.063)	0.368 – 0.522	***	***	-	ns	3.152
L2	0.483 (0.018)	0.462 – 0.502	***	***	ns	-	2.922
Jul							
K1	0.202 (0.004)	0.198 – 0.206	-	ns	***	***	2.759
K2	0.161 (0.010)	0.146 – 0.174	ns	-	***	***	1.700
L1	0.294 (0.013)	0.278 – 0.308	***	***	-	***	1.360
L2	0.532 (0.025)	0.506 – 0.568	***	***	***	-	4.115
Septembar							
K1	0.128 (0.005)	0.124 – 0.136	-	ns	***	***	1.585
K2	0.123 (0.006)	0.114 – 0.132	ns	-	***	***	1.283
L1	0.316 (0.009)	0.312 – 0.326	***	***	-	ns	2.376
L2	0.304 (0.014)	0.280 – 0.326	***	***	ns	-	1.609
L0	0.185 (0.007)	0.176 – 0.192	ns - ***	***	***	***	0.307

ANOVA, (n=5, ***p <0.001, ns – nema značajnih razlika)

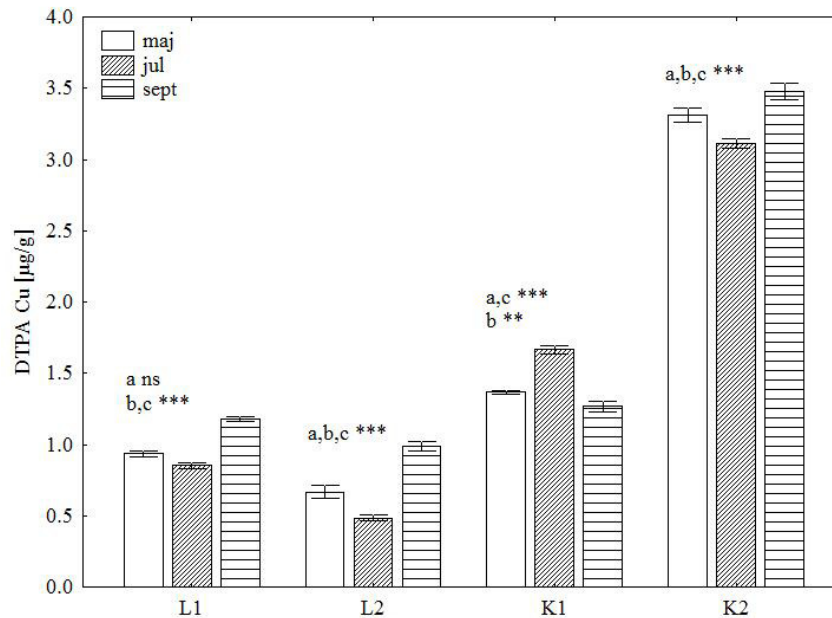


Slika 25. Vremenska dinamika bioraspoložive DTPA frakcije bora u zemljištu i pepelu (0-10cm), (a=maj/jul, b=maj/sept., c=jul/sept.). (ANOVA, n=5, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)

Tabela 17. Prostorna dinamika bioraspoložive DTPA frakcije bora u zemljištu i pepelu (0-10cm) na ispitivanim staništima

Povr.	M (SD) [µg/g]	Min – Maks [µg/g]	K1	K2	L1	L2	%
Maj							
K1	0.432 (0.008)	0.420 – 0.442	-	***	***	***	7.525
K2	0.324 (0.009)	0.316 – 0.338	***	-	***	ns	3.316
L1	1.425 (0.043)	1.388 – 1.498	***	***	-	***	3.542
L2	0.346 (0.004)	0.340 – 0.352	***	ns	***	-	1.057
Jul							
K1	0.560 (0.010)	0.550 – 0.570	-	***	***	***	16.110
K2	0.295 (0.006)	0.286 – 0.302	***	-	***	ns	4.201
L1	1.710 (0.058)	1.656 – 1.794	***	***	-	***	4.142
L2	0.312 (0.012)	0.298 – 0.324	***	ns	***	-	1.395
Septembar							
K1	0.266 (0.006)	0.262 – 0.286	-	ns	***	***	10.023
K2	0.254 (0.010)	0.244 – 0.270	ns	-	***	***	3.678
L1	1.736 (0.086)	1.650 – 1.858	***	***	-	***	4.336
L2	0.707 (0.023)	0.682 – 0.724	***	***	***	-	2.457
L0	9.251 (0.057)	9.198 – 9.340	***	***	***	***	9.915

ANOVA, (n=5, ***p < 0.001, ns – nema značajnih razlika)

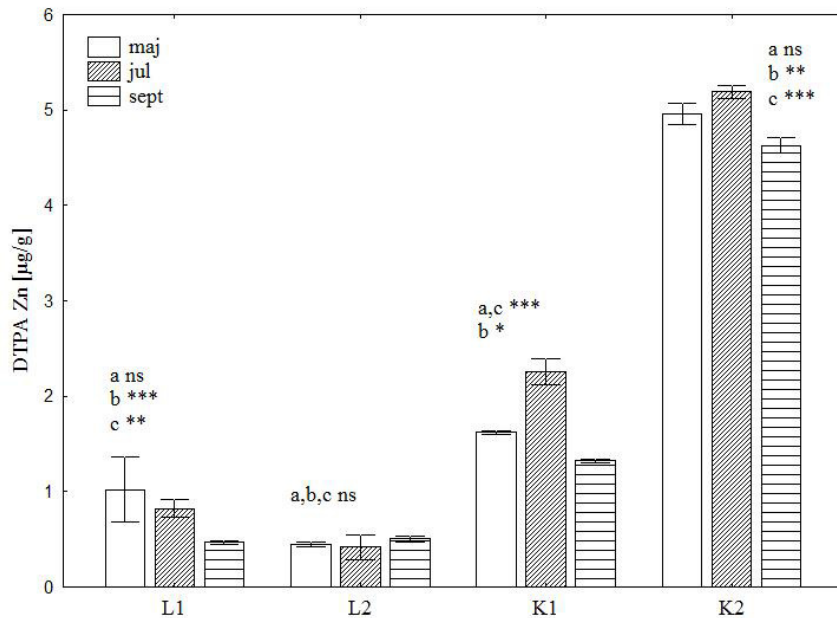


Slika 26. Vremenska dinamika bioraspoložive DTPA frakcije bakra u zemljištu i pepelu (0-10cm), (a=maj/jul, b=maj/sept., c=jul/sept.). (ANOVA, n=5, **p<0.01, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)

Tabela 18. Prostorna dinamika bioraspoložive DTPA frakcije bakra u zemljištu i pepelu (0-10cm) na ispitivanim staništima

Povr.	M (SD) [µg/g]	Min – Maks [µg/g]	K1	K2	L1	L2	%
Maj							
K1	1.367 (0.012)	1.352 – 1.386	-	***	***	***	10.106
K2	3.311 (0.049)	3.257 – 3.362	***	-	***	***	9.778
L1	0.935 (0.024)	0.918 – 0.976	***	***	-	***	1.852
L2	0.666 (0.047)	0.608 – 0.732	***	***	***	-	1.602
Jul							
K1	1.666 (0.031)	1.616 – 1.700	-	***	***	***	9.237
K2	3.113 (0.034)	3.056 – 3.146	***	-	***	***	8.865
L1	0.852 (0.022)	0.818 – 0.876	***	***	-	***	1.721
L2	0.485 (0.022)	0.456 – 0.514	***	***	***	-	1.343
Septembar							
K1	1.270 (0.037)	1.234 – 1.330	-	***	*	***	9.736
K2	3.474 (0.058)	3.388 – 3.540	***	-	***	***	9.930
L1	1.180 (0.016)	1.154 – 1.198	*	***	-	***	2.542
L2	0.985 (0.034)	0.948 – 1.026	***	***	***	-	2.533
L0	0.912 (0.009)	0.902 – 0.920	***	***	ns - *	ns - **	1.145

ANOVA, (n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)

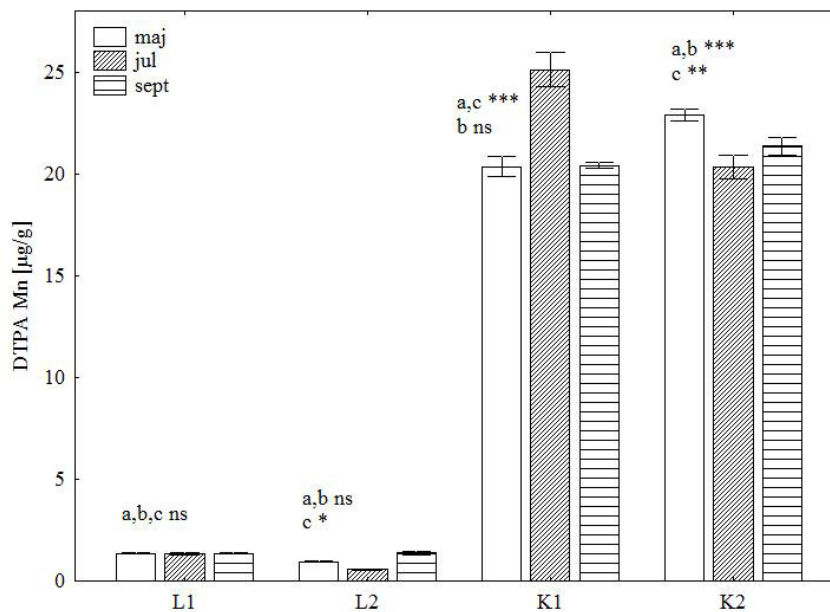


Slika 27. Vremenska dinamika bioraspoložive DTPA frakcije cinka u zemljištu i pepelu (0-10cm), (a=maj/jul, b=maj/sept., c=jul/sept.). (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)

Tabela 19. Prostorna dinamika bioraspoložive DTPA frakcije cinka u zemljištu i pepelu (0-10cm) na ispitivanim staništima

Povr.	M (SD) [µg/g]	Min – Maks [µg/g]	K1	K2	L1	L2	%
Maj							
K1	1.642 (0.019)	1.600 – 1.652	-	***	***	***	2.804
K2	4.960 (0.111)	4.859 – 5.132	***	-	***	***	5.701
L1	1.022 (0.340)	0.496 – 1.446	***	***	-	***	2.140
L2	0.449 (0.021)	0.424 – 0.474	***	***	***	-	1.510
Jul							
K1	2.259 (0.138)	2.154 – 2.494	-	***	***	***	3.629
K2	5.192 (0.065)	5.116 – 5.286	***	-	***	***	5.971
L1	0.824 (0.091)	0.754 – 0.978	***	***	-	***	1.650
L2	0.419 (0.133)	0.332 – 0.654	***	***	***	-	2.143
Septembar							
K1	1.322 (0.018)	1.306 – 1.352	-	***	***	***	2.239
K2	4.631 (0.083)	4.506 – 4.734	***	-	***	***	5.335
L1	0.469 (0.016)	0.446 – 0.490	***	***	-	ns	1.189
L2	0.567 (0.029)	0.472 – 0.540	***	***	ns	-	1.554
L0	1.428 (0.029)	1.404 – 1.472	***	***	***	***	2.209

ANOVA, (n=5, ***p <0.001, ns – nema značajnih razlika)

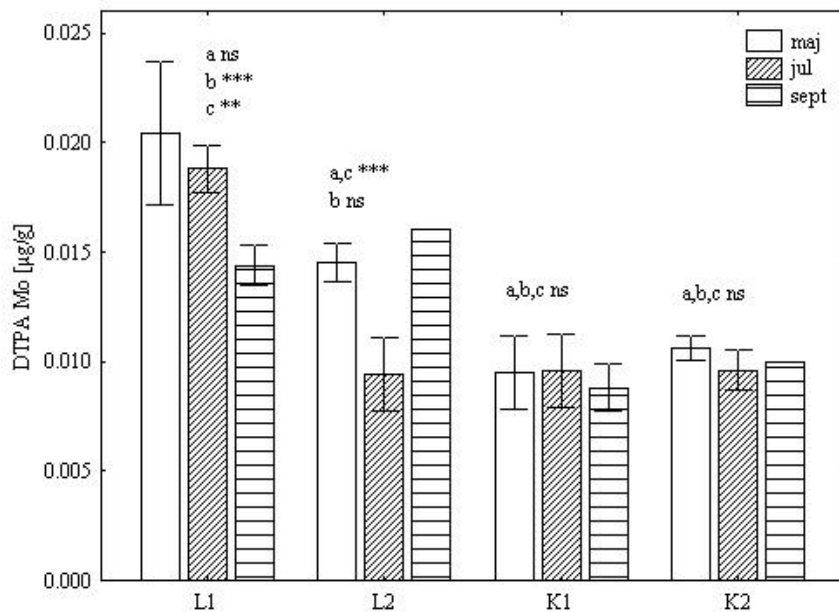


Slika 28. Vremenska dinamika bioraspoložive DTPA frakcije mangana u zemljištu i pepelu (0-10cm), (a=maj/jul, b=maj/sept., c=jul/sept.). (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)

Tabela 20. Prostorna dinamika bioraspoložive DTPA frakcije mangana u zemljištu i pepelu (0-10cm) na ispitivanim staništima

Povr.	M (SD) [µg/g]	Min – Maks [µg/g]	K1	K2	L1	L2	%
Maj							
K1	20.366 (0.512)	19.747 – 21.112	-	***	***	***	4.454
K2	22.885 (0.310)	22.477 – 23.140	***	-	***	***	4.499
L1	1.353 (0.027)	1.332 – 1.392	***	***	-	ns	0.563
L2	0.941 (0.035)	0.892 – 0.986	***	***	ns	-	0.419
Jul							
K1	25.124 (0.853)	23.873 – 25.774	-	***	***	***	5.078
K2	20.353 (0.574)	19.712 – 21.229	***	-	***	***	3.837
L1	1.355 (0.045)	1.302 – 1.410	***	***	-	ns	0.555
L2	0.558 (0.029)	0.526 – 0.596	***	***	ns	-	0.347
Septembar							
K1	20.418 (0.142)	20.198 – 20.596	-	*	***	***	4.600
K2	21.354 (0.448)	20.670 – 21.928	*	-	***	***	4.264
L1	1.355 (0.019)	1.334 – 1.384	***	***	-	ns	0.621
L2	1.375 (0.077)	1.278 – 1.482	***	***	ns	-	0.645
L0	3.624 (0.036)	3.592 – 3.676	***	***	***	***	0.678

ANOVA, (n=5, *p<0.05, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)

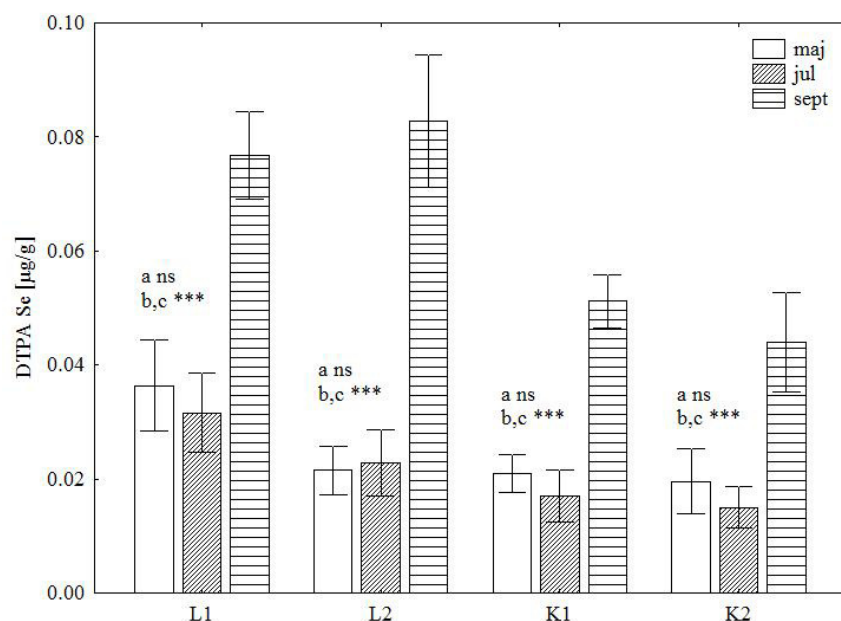


Slika 29. Vremenska dinamika bioraspoložive DTPA frakcije molibdena u zemljištu i pepelu (0-10cm), (a=maj/jul, b=maj/sept., c=jul/sept.). (ANOVA, n=5, **p<0.01, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)

Tabela 21. Prostorna dinamika bioraspoložive DTPA frakcije molibdena u zemljištu i pepelu (0-10cm) na ispitivanim staništima

Povr.	M (SD) [µg/g]	Min – Maks [µg/g]	K1	K2	L1	L2	%
Maj							
K1	0.009 (0.002)	0.008 – 0.012	-	ns	***	***	0.766
K2	0.011 (0.000)	0.009– 0.010	ns	-	***	**	0.759
L1	0.020 (0.003)	0.018 – 0.026	***	***	-	***	1.807
L2	0.014 (0.001)	0.014 – 0.016	***	**	***	-	0.322
Jul							
K1	0.010 (0.002)	0.008 – 0.012	-	ns	***	ns	0.787
K2	0.010 (0.001)	0.008 – 0.010	ns	-	***	ns	0.698
L1	0.019 (0.001)	0.018 – 0.020	***	***	-	***	1.498
L2	0.009 (0.002)	0.008 – 0.012	ns	ns	***	-	0.335
Septembar							
K1	0.009 (0.001)	0.008 – 0.010	-	ns	***	***	0.903
K2	0.010 (0.000)	0.010 – 0.010	ns	-	**	***	0.835
L1	0.014 (0.001)	0.014 – 0.016	***	**	-	ns	1.256
L2	0.016 (0.000)	0.016 – 0.016	***	***	ns	-	1.036
L0	0.216 (0.005)	0.210 – 0.222	***	***	***	***	6.502

ANOVA, (n=5, **p<0.01, ***p <0.001, ns – nema značajnih razlika)

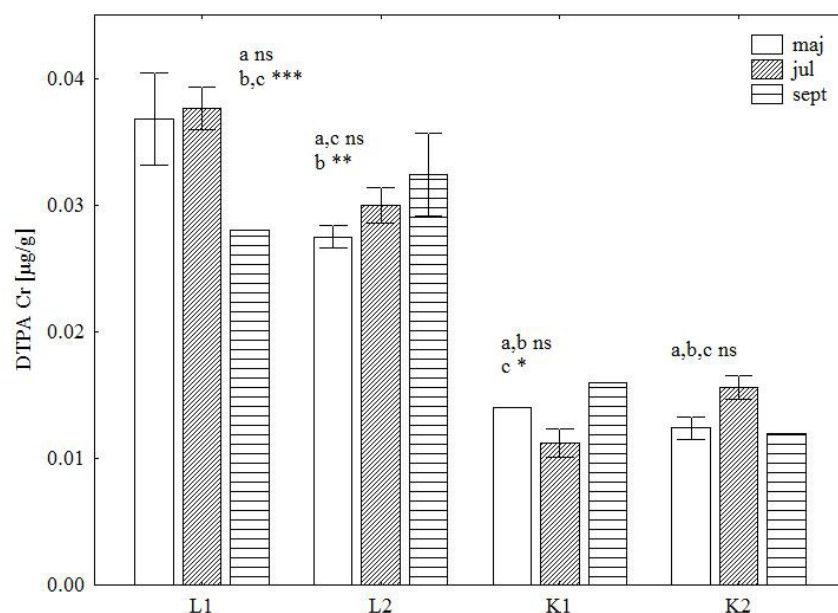


Slika 30. Vremenska dinamika bioraspoložive DTPA frakcije selena u zemljištu i pepelu (0-10cm), (a=maj/jul, b=maj/sept., c=jul/sept.). (ANOVA, n=5, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)

Tabela 22. Prostorna dinamika bioraspoložive DTPA frakcije selena u zemljištu i pepelu (0-10cm) na ispitivanim staništima

Povr.	M (SD) [µg/g]	Min – Maks [µg/g]	K1	K2	L1	L2	%
Maj							
K1	0.021 (0.003)	0.018 – 0.026	-	ns	*	ns	6.522
K2	0.018 (0.008)	0.012 – 0.028	ns	-	*	ns	6.081
L1	0.036 (0.012)	0.028 – 0.048	*	*	-	ns	1.407
L2	0.021 (0.004)	0.016 – 0.028	ns	ns	ns	-	0.495
Jul							
K1	0.014 (0.009)	0.012 – 0.024	-	ns	ns	ns	2.692
K2	0.012 (0.008)	0.010 – 0.020	ns	-	*	ns	2.344
L1	0.032 (0.013)	0.024 – 0.040	ns	*	-	ns	1.636
L2	0.021 (0.007)	0.018 – 0.030	ns	ns	ns	-	1.138
Septembar							
K1	0.051 (0.005)	0.046 – 0.056	-	ns	***	***	5.157
K2	0.044 (0.009)	0.034 – 0.054	ns	-	***	***	3.105
L1	0.077 (0.008)	0.068 – 0.082	***	***	-	ns	4.581
L2	0.083 (0.012)	0.068 – 0.098	***	***	ns	-	5.585
L0	0.163 (0.015)	0.140 – 0.174	***	***	***	***	3.701

ANOVA, (n=5, *p<0.05, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)

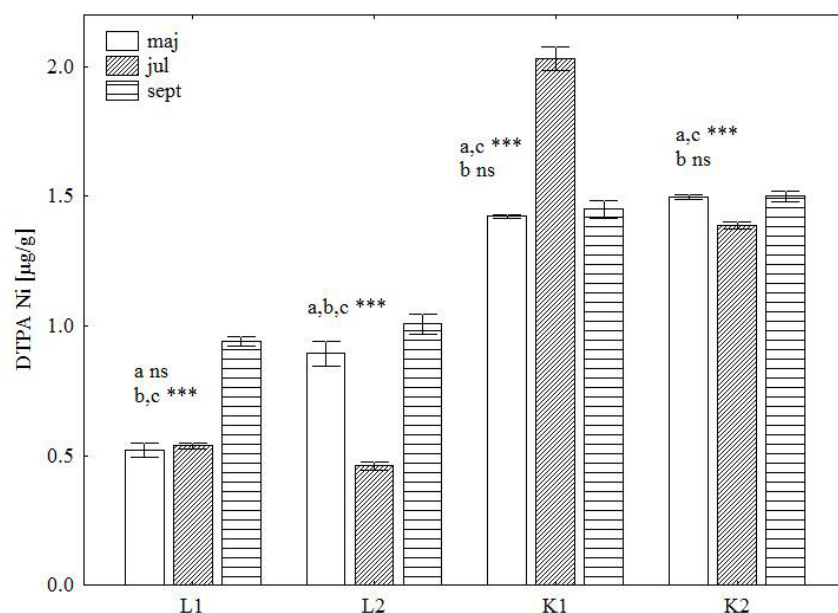


Slika 31. Vremenska dinamika bioraspoložive DTPA frakcije hroma u zemljištu i pepelu (0-10cm), (a=maj/jul, b=maj/sept., c=jul/sept.). (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)

Tabela 23. Prostorna dinamika bioraspoložive DTPA frakcije hroma u zemljištu i pepelu (0-10cm) na ispitivanim staništima

Povr.	M (SD) [µg/g]	Min – Maks [µg/g]	K1	K2	L1	L2	%
Maj							
K1	0.014 (0.000)	0.014 – 0.014	-	ns	***	***	0.015
K2	0.012 (0.001)	0.012 – 0.014	ns	-	***	***	0.032
L1	0.037 (0.004)	0.032 – 0.042	***	***	-	***	0.043
L2	0.027 (0.001)	0.026 – 0.028	***	***	***	-	0.040
Jul							
K1	0.011 (0.001)	0.010 – 0.012	-	**	***	***	0.012
K2	0.016 (0.001)	0.014 – 0.016	**	-	***	***	0.043
L1	0.038 (0.002)	0.036 – 0.040	***	***	-	***	0.044
L2	0.030 (0.001)	0.028 – 0.030	***	***	***	-	0.062
Septembar							
K1	0.016 (0.000)	0.016 – 0.016	-	*	***	***	0.021
K2	0.012 (0.000)	0.012 – 0.012	*	-	***	***	0.036
L1	0.028 (0.000)	0.028 – 0.028	***	***	-	*	0.038
L2	0.032 (0.003)	0.030 – 0.038	***	***	*	-	0.055
L0	0.170 (0.003)	0.166 – 0.174	***	***	***	***	0.114

ANOVA, (n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p <0.001, ns – nema značajnih razlika)



Slika 32. Vremenska dinamika bioraspoložive DTPA frakcije nikla u zemljištu i pepelu (0-10cm), (a=maj/jul, b=maj/sept., c=jul/sept.). (ANOVA, n=5, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)

Tabela 24. Prostorna dinamika bioraspoložive DTPA frakcije nikla u zemljištu i pepelu (0-10cm) na ispitivanim staništima

Povr.	M (SD) [µg/g]	Min – Maks [µg/g]	K1	K2	L1	L2	%
Maj							
K1	1.423 (0.007)	1.410 – 1.428	-	**	***	***	1.287
K2	1.498 (0.011)	1.486 – 1.512	**	-	***	***	3.202
L1	0.520 (0.029)	0.474 – 0.554	***	***	-	***	0.711
L2	0.893 (0.048)	0.814 – 0.936	***	***	***	-	0.770
Jul							
K1	2.032 (0.044)	1.962 – 2.070	-	***	***	***	1.815
K2	1.387 (0.015)	1.370 – 1.404	***	-	***	***	2.897
L1	0.538 (0.011)	0.524 – 0.554	***	***	-	**	0.727
L2	0.460 (0.014)	0.442 – 0.474	***	***	**	-	0.533
Septembar							
K1	1.450 (0.035)	1.416 – 1.504	-	ns	***	***	1.499
K2	1.501 (0.022)	1.468 – 1.524	ns	-	***	***	3.385
L1	0.940 (0.018)	0.916 – 0.956	***	***	-	*	1.513
L2	1.007 (0.037)	0.944 – 1.036	***	***	*	-	1.699
L0	0.568 (0.005)	0.562 – 0.576	***	***	***	***	0.396

ANOVA, (n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p <0.001, ns – nema značajnih razlika)

5.1.7. Prosečan ukupni i bioraspoloživi sadržaj hemijskih elemenata u pepelu i zemljištu

Prosečan ukupni sadržaj As u pepelu na sve tri lagune bio je veći od sadržaja u zemljištu na oba kontrolna staništa ($p < 0.001$). Na L0 je bio veći od sadržaja u pepelu na pasivnim lagunama ($p < 0.001$), pri čemu razlike između L1 i L2 nisu utvrđene. Prosečan bioraspoloživi sadržaj As u pepelu se povećavao sa starenjem pepela ($p < 0.001$). Na kontrolnim staništima je bio manji i odnosu na sadržaj izmeren na L1 ($p < 0.001$) i L2 ($p < 0.001$), (Tabela 25).

Prosečan ukupni sadržaj B u pepelu se smanjivao sa starenjem pepela ($p < 0.001$), pri čemu je na sve tri lagune bio veći u odnosu na sadržaj utvrđen u zemljištu kontrolnih staništa ($p < 0.001$). Prosečan bioraspoloživi sadržaj B se takođe smanjivao sa starenjem pepela ($p < 0.001$), pri čemu je na oba kontrolna staništa bio manji u odnosu na sadržaj izmeren u pepelu ($p < 0.001$), osim na L2 i K1 gde razlike nisu utvrđene (Tabela 25).

Prosečan ukupni sadržaj Cu se smanjivao sa starenjem pepela ($p < 0.001$), pri čemu je na sve tri lagune bio veći od sadržaja utvrđenog u zemljištu kontrolnih staništa ($p < 0.001$). Na sve tri lagune prosečan bioraspoloživi sadržaj Cu u pepelu je bio manji od sadržaja u zemljištu kontrolnih staništa ($p < 0.001$), (Tabela 25).

Prosečan ukupni sadržaj Zn se smanjivao sa starenjem pepela ($p < 0.001$), pri čemu je na obe pasivne lagune bio manji od sadržaja u zemljištu kontrolnih staništa ($p < 0.001$). U zemljištu na K1 bio je manji ($p < 0.05$), a na K2 veći ($p < 0.001$) u odnosu na sadržaj u pepelu sa L0. Prosečan bioraspoloživi sadržaj Zn se takođe smanjivao sa starenjem pepela ($p < 0.001$; $p < 0.01$) i na sve tri lagune bio je manji od sadržaja u zemljištu kontrolnih staništa ($p < 0.001$), osim na L0 i K1 gde je utvrđen sličan sadržaj Zn (Tabela 25).

Prosečan ukupni sadržaj Mn se smanjivao sa starenjem pepela ($p < 0.001$; $p < 0.01$), pri čemu je samo na L0 bio veći u odnosu na K1 ($p < 0.001$) i K2 ($p < 0.05$). Prosečan bioraspoloživi sadržaj Mn se sa starenjem pepela smanjivao ($p < 0.001$) i na sve tri lagune je bio manji u odnosu na sadržaj na kontrolnim staništima ($p < 0.001$), (Tabela 25).

Prosečan ukupni sadržaj Mo je na L1 bio manji ($p < 0.001$), a na L2 sličan sadržaju na L0, pri čemu je na sve tri lagune bio veći u odnosu na sadržaj na kontrolnim staništima

($p < 0.001$), osim na L1 i K1 gde je prosečan ukupni sadržaj Mo bio sličan. Prosečan bioraspoloživi sadržaj Mo se smanjivao sa starenjem pepela ($p < 0.001$; $p < 0.01$), pri čemu je na L0 i L1 bio veći u odnosu na kontrolna staništa ($p < 0.001$), a na L2 veći u odnosu na K1 ($p < 0.01$), a sličan kao na K2 (Tabela 25).

Manji prosečan ukupni sadržaj Se u odnosu na sadržaj utvrđen u pepelu na L0, utvrđen je na L1 ($p < 0.001$) i L2 (0.01), ali i na K1 ($p < 0.001$) i K2 ($p < 0.001$), pri čemu razlike između L1 i L2, kao i K1 i K2, nisu utvrđene. Isti odnos između staništa utvrđen je i u prosečnom bioraspoloživom sadržaju Se (Tabela 25).

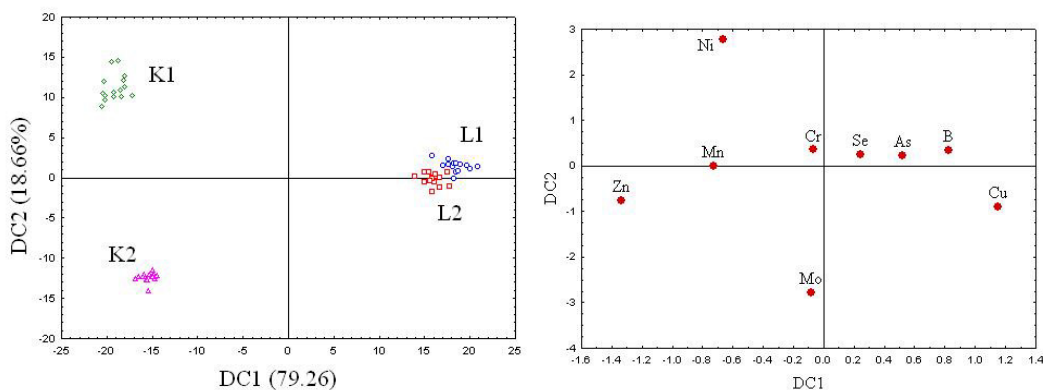
Prosečan ukupni sadržaj Cr se smanjivao sa starenjem pepela ($p < 0.001$). Na K1 je bio manji u odnosu na L0 ($p < 0.001$), sličan kao na L1, a veći u odnosu na L2 ($p < 0.001$). Na K2 je bio manji u odnosu na sva ostala ispitivana staništa ($p < 0.001$). Prosečan sadržaj bioraspoloživog Cr je na pasivnim lagunama bio manji u odnosu na sadržaj na L0 ($p < 0.001$), a na sve tri lagune veći u odnosu na sadržaj na kontrolnim staništima ($p < 0.001$), (Tabela 25).

Najveći prosečan ukupni sadržaj Ni izmeren je u pepelu na L0 ($p < 0.001$), dok je na L1 sadržaj bio manji u odnosu na sadržaj na L2 ($p < 0.05$). Na K1 prosečan ukupni sadržaj Ni je bio veći u odnosu na L1 ($p < 0.001$), L2 ($p < 0.05$) i K2 ($p < 0.001$), a na K2 manji u odnosu na ostala staništa ($p < 0.001$). Prosečan bioraspoloživi sadržaj Ni u pepelu sa sve tri lagune bio je manji u odnosu na sadržaj u zemljištu kontrolnih staništa ($p < 0.001$), pri čemu je u pepelu sa L2 bioraspoloživi sadržaj bio veći u odnosu na sadržaj u pepelu sa L1 ($p < 0.05$), (Tabela 25).

Tabela 25. Prosečan ukupni i biorasploživivi sadržaj hemijskih elemenata u pepelu i zemljištu ispitivanih staništa

As	Ukupni sadržaj						Biorasploživivi sadržaj					
	M±SD	L0	L1	L2	K1	K2	M±SD	L0	L1	L2	K1	K2
L0	60.36±0.86	-	***	***	***	***	0.18±0.01	-	***	***	ns	**
L1	16.54±4.12	***	-	ns	***	***	0.36±0.09	***	-	*	***	***
L2	16.13±2.64	***	ns	-	***	***	0.44±0.10	***	*	-	***	***
K1	7.67±0.54	***	***	***	-	***	0.17±0.03	ns	***	***	-	***
K2	9.69±0.31	***	***	***	***	-	0.15±0.02	**	***	***	***	-
B	M±SD	L0	L1	L2	K1	K2	M±SD	L0	L1	L2	K1	K2
L0	93.30±1.54	-	***	***	***	***	9.25±0.06	-	***	***	***	***
L1	40.52±3.28	***	-	***	***	***	1.62±0.16	***	-	***	***	***
L2	27.96±4.60	***	***	-	***	***	0.46±0.18	***	***	-	ns	**
K1	3.96±1.44	***	***	***	-	***	0.42±0.12	***	***	ns	-	***
K2	7.90±1.72	***	***	***	***	-	0.29±0.03	***	***	**	***	-
Cu	M±SD	L0	L1	L2	K1	K2	M±SD	L0	L1	L2	K1	K2
L0	79.66±1.77	-	***	***	***	***	0.91±0.01	-	ns	ns	***	***
L1	48.80±4.75	***	-	***	***	***	0.99±0.14	ns	-	***	***	***
L2	38.86±3.06	***	***	-	***	***	0.71±0.22	ns	***	-	***	***
K1	14.87±2.36	***	***	***	-	***	1.43±0.18	***	***	***	-	***
K2	34.66±1.04	***	***	***	***	-	3.30±0.16	***	***	***	***	-
Zn	M±SD	L0	L1	L2	K1	K2	M±SD	L0	L1	L2	K1	K2
L0	64.64±2.68	-	***	***	*	***	1.43±0.03	-	***	***	ns	***
L1	46.25±8.36	***	-	***	***	***	0.77±0.30	***	-	**	***	***
L2	28.26±7.08	***	***	-	***	***	0.46±0.08	***	**	-	***	***
K1	59.74±3.47	*	***	***	-	***	1.73±0.41	ns	***	***	-	***
K2	86.78±1.54	***	***	***	***	-	4.93±0.25	***	***	***	***	-
Mn	M±SD	L0	L1	L2	K1	K2	M±SD	L0	L1	L2	K1	K2
L0	533.93±11.48	-	***	***	***	*	3.62±0.04	-	***	***	***	***
L1	234.19±19.02	***	-	**	***	***	1.35±0.03	***	-	***	***	***
L2	199.55±29.97	***	**	-	***	***	0.96±0.35	***	***	-	***	***
K1	465.32±24.16	***	***	***	-	***	21.97±2.37	***	***	***	-	ns
K2	513.30±14.93	*	***	***	***	-	21.53±1.16	***	***	***	ns	-
Mo	M±SD	L0	L1	L2	K1	K2	M±SD	L0	L1	L2	K1	K2
L0	3.32±0.07	-	***	ns	***	***	0.22±0.00	-	***	***	***	***
L1	1.16±0.16	***	-	***	ns	**	0.02±0.00	***	-	**	***	***
L2	2.96±1.21	ns	***	-	***	***	0.01±0.00	***	**	-	**	ns
K1	1.15±0.12	***	ns	***	-	***	0.01±0.00	***	***	**	-	*
K2	1.36±0.14	***	**	***	***	-	0.01±0.00	***	***	ns	*	-
Se	M±SD	L0	L1	L2	K1	K2	M±SD	L0	L1	L2	K1	K2
L0	4.40±0.56	-	***	**	***	***	0.16±0.02	-	***	***	***	***
L1	2.06±0.55	***	-	ns	***	***	0.05±0.02	***	-	ns	***	***
L2	2.52±1.33	**	ns	-	***	**	0.04±0.03	***	ns	-	**	**
K1	0.61±0.37	***	***	***	-	ns	0.03±0.02	***	***	**	-	ns
K2	0.74±0.54	***	***	**	ns	-	0.03±0.01	***	***	**	ns	-
Cr	M±SD	L0	L1	L2	K1	K2	M±SD	L0	L1	L2	K1	K2
L0	149.54±3.36	-	***	***	***	***	0.17±0.00	-	***	***	***	***
L1	82.46±10.14	***	-	***	ns	***	0.03±0.00	***	-	*	***	***
L2	57.71±9.34	***	***	-	***	***	0.03±0.00	***	*	-	***	***
K1	84.90±10.89	***	ns	***	-	***	0.01±0.00	***	***	***	-	ns
K2	36.10±3.26	***	***	***	***	-	0.01±0.00	***	***	***	ns	-
Ni	M±SD	L0	L1	L2	K1	K2	M±SD	L0	L1	L2	K1	K2
L0	143.74±3.10	-	***	***	***	***	0.57±0.00	-	ns	ns	***	***
L1	69.79±9.14	***	-	*	***	***	0.67±0.20	ns	-	*	***	***
L2	87.19±25.18	***	*	-	*	***	0.79±0.25	ns	*	-	***	***
K1	106.42±8.06	***	***	*	-	***	1.63±0.29	***	***	***	-	ns
K2	46.33±1.61	***	***	***	***	-	1.46±0.06	***	***	***	ns	-

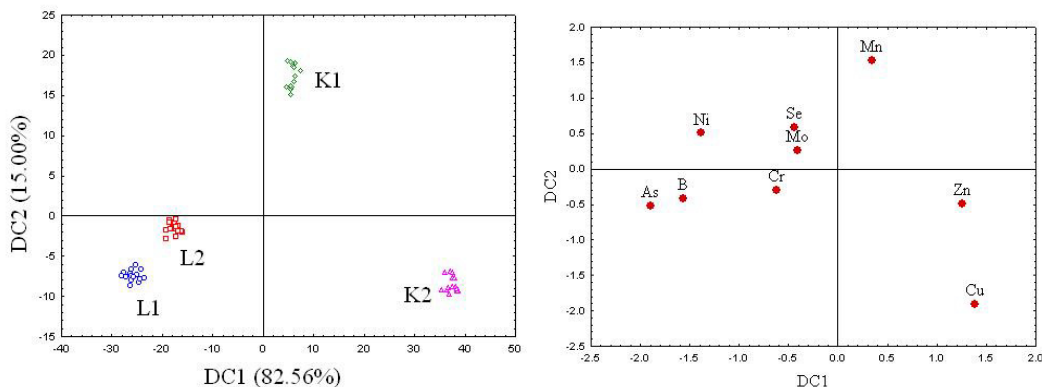
Razlike u ukupnom sadržaju hemijskih elemenata (varijable - As, B, Cu, Zn, Mn, Mo, Se, Cr i Ni) u pepelu i zemljištu između staništa, ispitane su kanonijskom diskriminacionom analizom. Razlike su analizirane na osnovu prve dve funkcije koje su najbitnije za objašnjavanje razlika između staništa. Prema prvoj diskriminacionoj funkciji (DC1), koja objašnjava 79.26 % razlika u ukupnom sadržaju ispitivanih hemijskih elemenata, zapaženo je značajno odvajanje kontrolnih staništa K1 i K2 od laguna L1 i L2, po gradijentu zagađivanja. Razdvajanju između ovih grupa po DC1 najviše doprinose varijable Cu, Zn, B i Mn. Prema drugoj diskriminacionoj funkciji (DC2), koja objašnjava 18.60 % razlika u ukupnom sadržaju ispitivanih hemijskih elemenata, najznačajnije se odvajaju staništa K1 i K2. Najveći značaj za razdvajanje ovih grupa po DC2 imaju varijable Ni i Mo (Slika 33).



Slika 33. Kanonijska diskriminaciona analiza – razdvajanje staništa na osnovu ukupnog sadržaja hemijskih elemenata u pepelu i zemljištu; grafički prikaz standardizovanih koeficijenata za kanonijske varijable

Razlike u sadržaju bioraspoložive DTPA frakcije hemijskih elemenata (varijable – potencijalno dostupna frakcija As, B, Cu, Zn, Mn, Mo, Se, Cr i Ni) u pepelu i zemljištu između staništa, takođe su ispitane kanonijskom diskriminacionom analizom. I u ovom slučaju razlike su analizirane na osnovu prve dve funkcije koje su najbitnije za objašnjavanje varijabilnosti između staništa. Prema prvoj diskriminacionoj funkciji (DC1), koja objašnjava 82.56 % razlika u sadržaju bioraspoložive frakcije ispitivanih hemijskih elemenata, uočeno je odvajanje staništa L1 i L2 od staništa K1 i K2. Razdvajanju po DC1 najviše doprinose varijable As, B, Cu, Zn i Mn. Prema drugoj

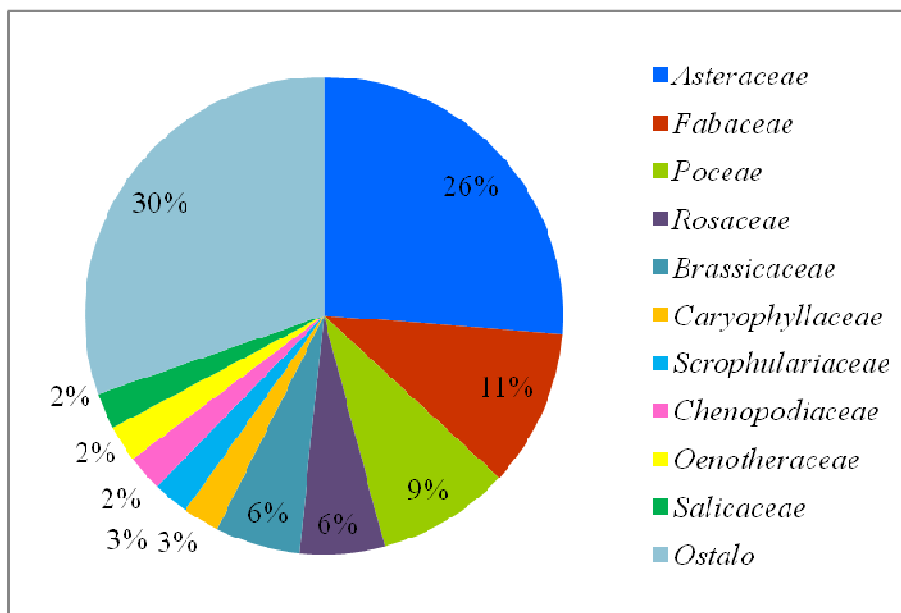
diskriminacionoj funkciji (DC2), koja objašnjava 15.00 % razlika u sadržaju biorasploživije frakcije ispitivanih hemijskih elemenata, najznačajnije se odvajaju stanište K1 od K2. Najveći značaj za razdvajanja ovih grupa po DC2 ima varijabla Cu (Slika 34).



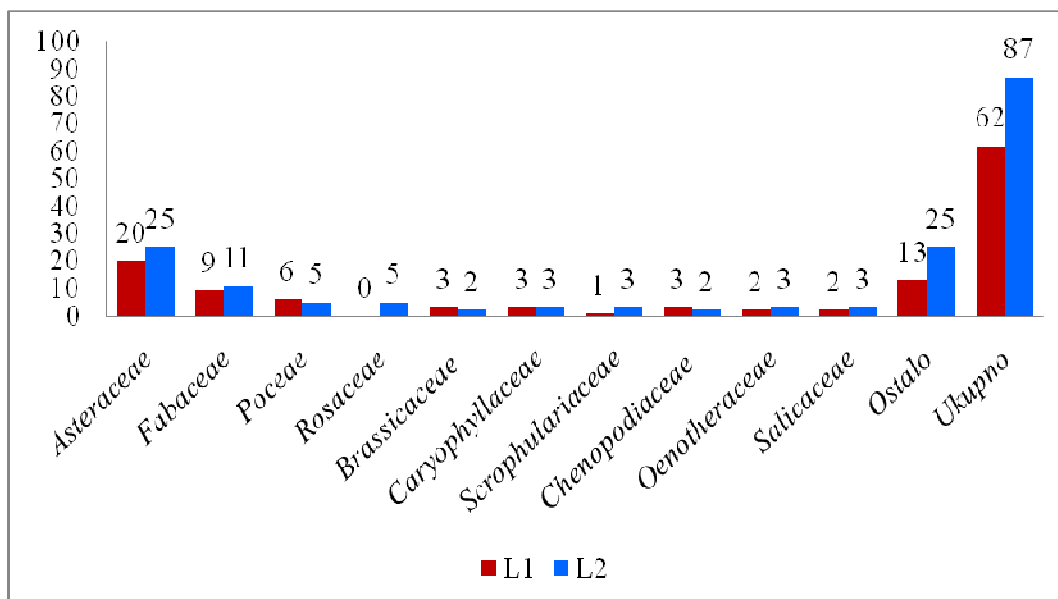
Slika 34. Kanonijska diskriminantna analiza – razdvajanje staništa na osnovu sadržaja biorasploživije DTPA frakcije hemijskih elemenata u pepelu i zemljištu; grafički prikaz standardizovanih koeficijenata za kanonijske varijable

5.2. FLORISTIČKA I FITOCENOLOŠKA ISTRAŽIVANJA

Na prostoru deponije pepela posebno su analizirani nasipi lagune starosti 3 godine (L1) i lagune starosti 11 godina (L2), a posebno njihova unutrašnjost. Analizirano je ukupno 300 fitocenoloških snimaka (46 na nasipu L1, 83 na ravnom delu L1, 101 na nasipu L2 i 70 na ravnom delu L2). Rezultati ovih istraživanja su prikazani u Tabeli 26. Zabeleženo je ukupno 122 biljne vrste, koje su raspoređene u 38 familija. Familija koja je zastupljena sa najvećim brojem vrsta je *Asteraceae* (32 vrste) zatim slede *Fabaceae* (13 vrsta), *Poaceae* (11 vrsta), *Rosaceae* i *Brassicaceae* (po 7 vrsta), *Caryophyllaceae*, *Scrophulariaceae*, *Chenopodiaceae*, *Oenotheraceae*, *Salicaceae* i *Boraginaceae* (po 3 vrste). Preostalih 27 familija ('Ostalo') zastupljeno je sa po jednom do dve vrste (Slika 35). Od ukupnog broja zabeleženih biljaka 88.5% čine zeljaste biljke, a 11.5% drvenaste biljake.



Slika 35. Procentualna zastupljenost biljnih familija na prostoru deponije pepela 'TENT A'



Slika 36. Odnos broja vrsta u okviru najbrojnijih familija prisutnih na ravnom delu pasivnih laguna deponije pepela 'TENT A'

Tabela 26. Analize florističkog sastava laguna deponije pepela ‘TENT A’ različite starosti

Vrste (*sađene i sejane vrste)	Nasip	Unutr.	Nasip	Unutr.
	L1	L1	L2	L2
<i>Asteraceae</i>				
<i>Erigeron canadensis</i> L.	IV ²⁻⁷	IV ²⁻⁹	I ²⁻³	III ²⁻⁷
<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	I ²⁻⁸	I ²⁻³	I ²⁻⁷	IV ²⁻⁸
<i>Stenactis annua</i> (L.) Ness.	I ²	I ²⁻³	I ²⁻⁵	II ²⁻⁵
<i>Cirsium lanceolatum</i> (L.) Scop. (non Hill)	I ²⁻³	I ²⁻³	I ²	II ²⁻⁵
<i>Eupatorium cannabinum</i> L.	I ²	I ²	I ²⁻³	I ²⁻³
<i>Cichorium intybus</i> L.	I ²⁻³	I ²	I ²⁻³	I ²⁻³
<i>Ambrosia artemisifolia</i> L.	I ²⁻⁵	I ³	I ²⁻⁵	I ²⁻⁷
<i>Sonchus arvensis</i> L.	III ²⁻⁵	I ³⁻⁵	I ²⁻⁵	I ³⁻⁷
<i>Xanthium strumarium</i> L.	I ²⁻⁵	I ²	I ²⁻³	I ²⁻⁷
<i>Carduus acanthoides</i> L.	I ²⁻³	I ²	II ²⁻⁵	I ²⁻⁵
<i>Lactuca serriola</i> Torn.	I ²	I ²	-	-
<i>Tragopogon dubius</i> Scop.	I ²	-	I ²	I ²⁻³
<i>Artemisia vulgaris</i> L.	I ²⁻³	-	I ²	I ²
<i>Anthemis cotula</i> L.	I ²⁻³	-	I ²⁻³	-
<i>Crepis rhoeadifolia</i> M.B. 1808.	I ²⁻³	-	-	-
<i>Anthemis arvensis</i> L.	-	I ²⁻³	I ²⁻³	I ²
<i>Crepis setosa</i> Hall.	-	I ²⁻³	I ³	III ²⁻⁷
<i>Senecio erucifolius</i> L.	-	I ²	I ²	I ²⁻³
<i>Hieracium pilosella</i> L.	-	I ²⁻³	I ³⁻⁵	I ²⁻⁵
<i>Centaurea cyanis</i> L.	-	I ²	I ²	-
<i>Crepis biennis</i> L.	-	I ²⁻⁵	-	II ²⁻⁵
<i>Chondrilla juncea</i> L.	-	I ²⁻³	-	I ²
<i>Sonchus asper</i> (L.) Mill.	-	I ²	-	-
<i>Taraxacum officinale</i> Web.	-	I ²⁻³	-	-
<i>Carlina vulgaris</i> L.	-	-	I ²⁻³	II ²⁻⁷
<i>Helianthus tuberosus</i> L.	-	-	I ⁸	I ⁷⁻⁸
<i>Picris hieracioides</i> L.	-	-	I ²	-

<i>Hypochoeris radicata</i> L.	-	-	-	I ²⁻³
<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam.	-	-	-	I ²
<i>Tussilago farfara</i> L.	-	-	-	I ³⁻⁷
<i>Achillea millefolium</i> L.	-	-	-	I ²⁻³
<i>Solidago serotina</i> Ait.	-	-	-	I ³
Fabaceae				
<i>Amorpha fruticosa</i> L.	I ²⁻⁷	I ²⁻³	II ²⁻⁸	II ²⁻⁷
* <i>Vicia villosa</i> Roth	I ²⁻³	III ²⁻⁸	I ³⁻⁸	I ²⁻³
* <i>Lotus corniculatus</i> L.	III ²⁻⁵	III ²⁻⁵	III ²⁻⁵	I ²⁻⁷
<i>Trifolium pratense</i> L.	I ²	I ²	I ²⁻⁵	I ²
* <i>Medicago sativa</i> L.	IV ²⁻⁵	V ²⁻⁸	I ²⁻⁵	I ²⁻⁵
* <i>Robinia pseudoacacia</i> L.	II ²⁻⁸	I ²	II ²⁻⁸	I ³
<i>Melilotus officinalis</i> (L.) Pall.	I ²⁻⁵	I ²⁻⁵	I ³	-
<i>Melilotus albus</i> Med.	-	I ²⁻⁵	I ²⁻⁷	I ²⁻⁸
<i>Trifolium repens</i> L.	-	I ⁵	-	-
<i>Gleditschia triacanthos</i> L.	-	-	I ²⁻⁵	I ²
<i>Medicago lupulina</i> L.	-	-	-	I ²⁻³
<i>Vicia sativa</i> L.	-	-	-	I ²
<i>Trifolium arvense</i> L.	-	-	-	I ²
Poaceae				
<i>Calamagrostis epigejos</i> (L.) Roth.	I ²⁻⁵	I ⁵	II ²⁻⁸	V ²⁻⁹
* <i>Festuca rubra</i> L.	IV ³⁻⁷	V ²⁻⁹	I ²⁻⁷	III ³⁻⁸
<i>Sorghum halepense</i> (L.) Pers.	IV ²⁻⁷	I ⁵⁻⁸	IV ²⁻⁹	I ³⁻⁹
* <i>Dactylis glomerata</i> L.	III ²⁻⁵	V ²⁻⁹	I ²⁻³	I ²
<i>Festuca pratensis</i> Huds.	I ²	I ³⁻⁵	I ²	-
<i>Hordeum vulgare</i> L.	I ³	-	-	-
* <i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P. Beauv. ex J. Presl & C.	II ³⁻⁷	-	I ²⁻⁹	-
Presl				
* <i>Secale cereale</i> L.	III ³⁻⁸	-	I ⁷⁻⁸	-
<i>Bromus arvensis</i> L.	I ³	-	I ³	-
* <i>Lolium multiflorum</i> L.	-	I ²⁻³	I ⁵⁻⁹	-
<i>Phragmites communis</i> Trin.	-	-	-	I ³

Rosaceae

<i>Rubus caesius</i> L.	I ²	-	I ²	I ²
<i>Rosa canina</i> L.	I ²	-	I ²	I ²
<i>Prunus</i> sp.	I ²	-	I ²	-
<i>Potentilla argentea</i> L.	-	-	I ²	I ²⁻⁷
<i>Aremonia agrimonioides</i> (L.) DC.	-	-	I ²	-
<i>Potentilla reptans</i> L.	-	-	-	I ³
<i>Sanguisorba minor</i> Scop.	-	-	-	I ²

Brassicaceae

<i>Sinapis arvensis</i> L.	II ²⁻⁸	II ²⁻⁹	I ²⁻³	I ²
<i>Raphanus sativus</i> L.	I ²	-	I ²⁻⁵	-
<i>Rorippa silvestris</i> (L.) Bes.	-	I ²⁻⁵	I ²⁻⁵	I ²
<i>Descurainia sophia</i> (L.) Webb ex Prantl	-	-	I ³⁻⁵	-
<i>Capsella bursa pastoris</i> (L.) Med.	-	-	I ²⁻⁵	-
<i>Berteroa incana</i> (L.) DC.	-	-	I ²	-
<i>Thlaspi arvense</i> L.	-	I ²	-	-

Caryophyllaceae

<i>Silene vulgaris</i> (Moench) Garcke	II ²⁻⁷	II ²⁻⁵	III ²⁻⁸	I ²⁻³
<i>Petrorhagia prolifera</i> (L.) P. W. Ball et Heywood	I ²⁻⁵	I ²⁻⁵	I ²⁻⁵	I ²⁻⁵
<i>Melandrium album</i> (Mill.) Garcke	II ²⁻³	II ²⁻³	I ²⁻³	I ²

Scrophulariaceae

<i>Verbascum phlomoides</i> L.	I ²	I ²	I ²⁻³	II ²⁻⁵
<i>Linaria vulgaris</i> Mill.	-	-	I ²⁻⁷	I ³⁻⁸
<i>Verbascum blattaria</i> L.	-	-	-	I ⁵

Chenopodiaceae

<i>Salsola kali</i> L.	I ²⁻⁵	II ²⁻⁷	II ²⁻⁵	I ²⁻⁵
<i>Chenopodium album</i> L.	III ²⁻⁷	II ²⁻⁵	I ²	I ²
<i>Chenopodium botrys</i> L.	-	I ²⁻⁷	-	-

Oenotheraceae

<i>Oenothera biennis</i> L.	II ²⁻⁷	II ²⁻⁷	IV ²⁻⁹	V ²⁻⁸
<i>Epilobium collinum</i> C. C. Gmel.	-	I ²⁻⁵	-	I ²⁻⁵
<i>Epilobium hirsutum</i> L.	-	-	-	I ²⁻⁵

Salicaceae				
* <i>Populus x euramericana</i> (Dode) Guinier	II ²⁻⁵	I ²	I ⁵⁻⁵	I ²⁻⁵
<i>Populus alba</i> L.	-	I ⁷	I ²⁻³	III ²⁻⁹
* <i>Salix alba</i> L.	-	-	-	I ²
Boraginaceae				
<i>Echium vulgare</i> L.	III ³⁻⁸	I ²⁻⁵	III ²⁻⁸	II ²⁻⁵
<i>Myosotis arvensis</i> (L.) Hill.	-	I ²	I ²	-
<i>Lappula echinata</i> Gilib.	-	-	-	I ²
Apiaceae				
<i>Daucus carota</i> L.	I ²	I ²⁻³	II ²⁻⁷	I ²⁻⁵
<i>Pastinaca sativa</i> L.	-	-	-	I ²
Equisetaceae				
<i>Equisetum arvense</i> L.	-	-	-	I ³⁻⁹
<i>Equisetum sylvaticum</i> L.	-	-	-	I ²
Lamiaceae				
<i>Mentha longifolia</i> L. Nath.	-	-	-	I ²
<i>Lycopus europaeus</i> L.	-	-	-	I ³
Moraceae				
<i>Morus nigra</i> L.	-	-	I ²	-
<i>Morus alba</i> L.	-	-	I ²⁻³	-
Asclepidaceae				
<i>Asclepias syriaca</i> L.	-	-	I ²⁻³	I ²⁻³
<i>Cynanchum vincetoxicum</i> Pers.	-	-	I ²	-
Polygonaceae				
<i>Rumex acetosella</i> L.	I ³	I ³⁻⁷	I ²⁻⁷	I ²⁻³
<i>Rumex obtusifolius</i> L.	-	I ²⁻³	-	I ²
Plantaginaceae				
<i>Plantago lanceolata</i> L.	III ²⁻⁵	I ²⁻³	II ²⁻⁷	I ²
Polytrichaceae				
<i>Polytrichum</i> sp.	I ²⁻⁵	III ²⁻⁹	I ⁵	I ²⁻⁵
Vitaceae				
<i>Vitis sylvestris</i> Gmel.	I ²⁻³	I ²	I ²⁻⁵	I ²⁻⁷

Amaranthaceae				
<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	I ²⁻³	I ²⁻⁵	-	-
Tamaricaceae				
* <i>Tamarix tetrandra</i> Pall.	I ³⁻⁷	-	II ²⁻⁷	V ²⁻⁸
Hypericaceae				
<i>Hypericum perforatum</i> L.	I ³	-	I ²⁻⁵	II ²⁻⁵
Euphorbiaceae				
<i>Euphorbia cyparissias</i> L.	I ²	-	I ²	I ²
Elaeagnaceae				
* <i>Eleagnus angustifolia</i> L.	I ²	-	I ²⁻³	-
Phytolaccaceae				
<i>Phytolacca americana</i> L.	I ³	-	-	-
Resedaceae				
<i>Reseda lutea</i> L.	-	I ²⁻³	-	I ²⁻³
Rubiaceae				
<i>Galium mollugo</i> L.	-	I ²	-	I ²
Papaveraceae				
<i>Papaver rhoeas</i> L.	-	I ²	-	-
Portulacaceae				
<i>Portulaca oleracea</i> L.	-	I ⁷	-	-
Cannabaceae				
<i>Humulus lupulus</i> L.	-	-	I ²	I ²⁻³
Aceraceae				
<i>Acer negundo</i> L.	-	-	I ²	-
Solanaceae				
<i>Solanum nigrum</i> L.	-	-	I ²	-
<i>Berteroa incana</i> (L.) DC.	-	-	I ²	-
Gentiaceae				
<i>Centaurium erythraea</i> Rafn.	-	-	-	II ²⁻³
Lythraceae				
<i>Lythrum salicaria</i> L.	-	-	-	I ²

Verbenaceae

Verbena officinalis L. - - - I²

Cyperaceae

Carex hirta L. - - - I²

Geraniaceae

Erodium cicutarium (L.) L'Hér. ex Aiton. - - - I²

Tokom osam godina, koliko je proces kolonizacije biljaka duže trajao na L2, primećeno je povećanje broja vrsta iz familija *Asteraceae*, *Fabaceae*, *Rosaceae*, *Scrophulariaceae*, *Oenotheraceae* i *Salicaceae*, dok je kod familija *Poaceae*, *Brassicaceae* i *Chenopodiaceae*, došlo do smanjenja broja vrsta u odnosu na stanje na L1 (Slika 36).

Na nasipu lagune L1, zabeleženo je 56 biljnih vrsta. Tri vrste su zabeležene samo na ovom nasipu (*Crepis rhoeadifolia* M.B. 1808., *Hordeum vulgare* L. i *Phytolacca americana* L.). Od osam zeljastih biljaka koje su ulazile u sastav travno - leguminozne mešavine kojom su zasejane površine deponije pepela i tri sađene drvenaste vrste, na nasipu L1 zadržalo se deset vrsta, dok je *Lolium multiflorum* L. nestala. Spontano je pridošlo 46 vrsta. Najzastupljenija je familija *Asteraceae* sa 15 vrsta, zatim *Poaceae* sa 9 vrsta, pa *Fabaceae* sa 7 vrsta. Najzastupljenije vrste su: *Erigeron canadensis* L. IV²⁻⁷ koji je spontano kolonizovao nasip L1 i *Festuca rubra* L. IV³⁻⁷ koja je sejane u svrhu biološke rekultivacije.

U unutrašnjem delu lagune L1, zabeleženo je 62 vrste biljaka. Šest vrsta je zabeleženo samo na ovoj laguni (*Sonchus asper* (L.) Mill. I², *Taraxacum officinale* Web. I²⁻³, *Trifolium repens* L. I⁵, *Thlaspi arvense* L. I², *Papaver rhoeas* L. I² i *Portulaca oleracea* L. I⁷). Na ravnom delu L1, tri godine posle setve, zadržalo se osam vrsta biljaka, dok su *Arrhenatherum elatius* (L.) P. Beauv. ex J. Presl & C. Presl i *Secale cereale* L. nestale. Spontano je pridošlo 54 vrste biljaka. Najzastupljenije familije su *Asteraceae* sa 20 vrsta, *Fabaceae* sa 9 vrsta i *Poaceae* sa 6 vrsta. Najzastupljenije vrste biljaka su: spontano kolonizovana vrsta *Erigeron canadensis* L. IV²⁻⁹ i sejane *Medicago sativa* L. V²⁻⁸ i *Festuca rubra* L. IV²⁻⁹.

Na nasipu lagune L2, zabeleženo je 79 vrsta biljaka. Jedanaest vrsta je zabeleženo samo na ovom nasipu (*Picris hieracioides* L. I², *Aremonia agrimonioides* (L.) DC. I²,

Descurainia sophia (L.) Webb ex Prantl I³⁻⁵, *Berteroa incana* (L.) DC. I²⁻⁵, *Capsella bursa pastoris* (L.) Med. I², *Morus alba* L. I², *Morus nigra* L. I²⁻³, *Cynanchum vincetoxicum* Pers. I², *Acer negundo* L. I², *Berteroa incana* (L.) DC. I², *Solanum nigrum* L. I²). Na nasipu L2 zadržalo se svih jedanaest sađenih vrsta, a spontano je pridošlo 68 novih vrsta. Familija *Asteraceae* zastupljena je sa 21 vrstom, a familije *Fabaceae* i *Poaceae* sa po 9 vrsta. Najzastupljenije vrste na ovom nasipu su: *Sorghum halepense* (L.) Pers. IV²⁻⁹ i *Oenothera biennis* L. IV²⁻⁹, obe spontano pridošle na prostor lagune.

U unutrašnjem delu lagune L2, zabeleženo je 87 vrsta biljaka, od kojih se 25 pojavljuju samo na ovoj površini. To su: *Hypochoeris radicata* L. I²⁻³, *Leucanthemum vulgare* Lam. I², *Tussilago farfara* L. I²⁻³, *Achillea millefolium* L. I²⁻³, *Solidago serotina* Ait. I³, *Medicago lupulina* L. I²⁻³, *Vicia sativa* L. I², *Trifolium arvense* L. I², *Phragmites communis* Trin. I³, *Potentilla reptans* L. I³, *Sanguisorba minor* Scop. I², *Verbascum blattaria* L. I⁵, *Epilobium hirsutum* L. I²⁻⁵, *Salix alba* L. I², *Lappula echinata* Gilib. I², *Pastinaca sativa* L. I², *Equisetum sylvaticum* L. I³⁻⁹, *Mentha longifolia* L. Nath. I², *Lycopus europaeus* L. I³, *Erodium cicutarium* (L.) L'Hér. ex Aiton. I², *Lythrum salicaria* L. I², *Verbena officinalis* L. I², *Carex hirta* L. I² i *Centaurium erythraea* Rafn. II²⁻³. Od sejanih zadržalo se osam vrsta (*Arrhenatherum elatius*, *Lolium multiflorum* i *Secale cereale* su nestale), što znači da je 79 vrsta pridošlo sa okolnih staništa. Familija *Asteraceae* je zastupljena sa 25 vrsta, *Fabaceae* sa 11 vrsta, a *Poaceae* sa 5 vrsta. Na ravnom delu lagune L2 najzastupljenije su: *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth. V²⁻⁹, *Oenothera biennis* L. V²⁻⁸, *Cirsium arvense* (L.) Scop. IV²⁻⁸ i *Populus alba* L. III²⁻⁹, kao spontano pridošle i sađena vrsta *Tamarix tetrandra* Pall. V²⁻⁸

Broj spontano pridošlih vrsta koje su kolonizovale prostor deponije pepela sa okolnih staništa, povećavao se tokom vremena kako na nasipima tako i na ravnom delu u unutrašnjosti laguna. Najveći broj vrsta je zabeležen na L2, laguni staroj 11 godina.

Na laguni L1 staroj tri godine, ako se izuzmu sejane vrste, dominirao je *Erigeron canadensis* L. iz familije *Asteraceae*, dok na laguni L2 staroj jedanaest godina dominirao *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth. iz familije *Poaceae*.

Na deponiji 'TENT A' konstatovano je 14 drvenastih vrsta. Od 8 drvenastih vrsta koje su sadene radi obezbeđivanja nasipa i ravnih delova laguna od raznošenja pepela vetrom, konstatovano je 5, dok košaračka vrba, suručica i forzicija nisu pronađene. Prostor deponije pepela je kolonizovalo 9 novih drvenastih vrsta, od kojih su bagrenac i

bela topola pokazale najveći invazivni potencijal, te su zbog toga, pored sađenih vrsta tamariksa i bagrema i bile predmet istraživanja (Tabela 27).

Tabela 27. Fitocenološke karakteristike ispitivanih vrsta biljaka na lagunama različite starosti na deponiji ‘TENT A’

Vrste	ŽF	Nasip	Unutr.	Nasip	Unutr.
		L1	L1	L2	L2
<i>Tamarix tetrandra</i> Pall.	np	I ³⁻⁷	-	II ²⁻⁷	V ²⁻⁸
<i>Amorpha fruticosa</i> L.	np	I ²⁻⁷	I ²⁻³	II ²⁻⁸	II ²⁻⁷
<i>Populus alba</i> L.	p	-	I ⁷	I ²⁻³	III ²⁻⁹
<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	p	II ²⁻⁸	I ²	II ²⁻⁸	I ³

Ispitivanje fitocenoloških karakteristika *Tamarix tetrandra* Pall., *Amorpha fruticosa* L., *Populus alba* L. i *Robinia pseudoacacia* L. na lagunama deponije pepela različite starosti, može biti od značaja za istraživanje njihovog ekološkog potencijala u primarnoj sukcesiji biljaka.

Tamariks je vrsta koja je korišćena u procesu revitalizacije deponije pepela, kako za obezbeđivanje nasipa tako i ravnih delova u unutrašnjosti neaktivnih laguna. U trenutku istraživanja sadnja tamariksa je, pored nasipa oko L1 i L2, bila obavljena samo na laguni L2. Na nasipu oko L1, tamariks je bio prisutan u 15.2 % fitocenoloških snimaka, u kojima se njegova brojnost kretala od 3 - 7, odnosno pokrivaio je od 5 – 50 % površine. Na nasipu oko L2 tamariks je bio prisutan u 26.51 % fitocenoloških snimaka, u kojima se njegova brojnost kretala od 2 - 7, što znači da je pokrivaio od 2 – 50 % površine. Na unutrašnjem delu L1 uz samu padinu nasipa primećeno je prisustvo pojedinačnih žbunova tamariksa koji su se razvili iz adventivnih korenova tamariksa sađenog na nasipu između laguna L1 i L2, a čiji je koren bio izložen uticaju pepela sa lagune L1. U unutrašnjosti L2, tamariks je bio prisutan u 84 % snimaka, sa brojnošću od 2 - 8 i pokrivaio je od 2 - 75 % površine (Tabela 27). Od periferije ka unutrašnjosti lagune L2, primećeno je povećavanje broja osušenih individua tamariksa, dok je u unutrašnjem delu lagune primećeno njegovo potpuno odsustvo i dominacija vrste *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth..

Bagrem koji je sađen samo na nasipima oko laguna, na nasipu oko L1 prisutan je u 28.2% snimaka, sa brojnošću koja se kretala od 2-8 i pokrivaio je od 2-75%. Na nasipu oko L2 prisutan je u 21.96% snimaka, sa brojnošću koja se kretala od 2-8. Na ravnim delovima u unutrašnjosti L1 i L2 u obodnim delovima oko nasipa, bagrema se razvio iz izdanaka korena bagrema sađenog na nasipu. Na L1 prisutan je u 1.2% snimaka sa brojnošću 2, odnosno prekrivao je 2% površine. Na L2 prisutan je u 1.4% snimaka, sa brojnošću 3, odnosno prekrivao je 5% površine (Tabela 27).

Bagrenac i bela topole su vrsta koje su spontano pridošle na prostor deponije pepela sa okolnih prostora. Bagrenac je na nasipu oko L1 prisutan u 17.4 % snimaka, sa brojnošću od 2 - 7 i zauzima od 2 – 50 % površine. U unutrašnjosti L1 je prisutan u 2.4% snimaka, sa brojnošću od 2-3 i zauzima od 2-5% površine. Na nasipu oko L2, bagrenac je prisutan u 25.75 % fitocenoloških snimaka, sa brojnošću od 2 - 8 i pokriva od 2 – 75 % površine. U unutrašnjosti L2 prisutan je u 34 % snimaka, sa brojnošću od 2 - 7, gde pokriva od 2 – 50 % površine (Tabela 27). Na osnovu ovih parametara može se uočiti da bagrenac najpre osvaja nasipe oko laguna, odakle se širi ka unutrašnjosti laguna na šta ukazuje njegova veća brojnost na nasipima u odnosu na unutrašnjost. Na laguni L2 primećeno je veće prisustvo bagrenca i na nasipima i na unutrašnjem delu u odnosu na L1, što nam ukazuje da ova vrsta ima značajan invazivni potencijal.

Na nasipu lagune L1, bela topola nije pronađena, dok je u unutrašnjosti ona prisutna u 1.2 % snimaka sa brojnošću 7, odnosno zauzima 50 % površine snimka. Na nasipu L2 prisutna je u 5.3 % snimaka sa brojnošću od 2 - 3, gde zauzima 2 – 5 % površine. U unutrašnjosti L2 prisutna je u 51 % snimaka, sa brojnošću od 2 - 9, gde zauzima od 2 – 100 % površine snimka (Tabela 27). Primećeno je širenje bele topole sa nasipa na unutrašnjost laguna i povećanje broja individua tokom vremena.

Veliki broj mladica u blizini starijih biljaka pokazuje da su bagrenac i bela topola na deponiji počeli prirodno da se podmlađuju.

5.3. SADRŽAJ HEMIJSKIH ELEMENATA U KORENU I LISTOVIMA ISPITIVANIH VRSTA BILJAKA

5.3.1. Sezonska dinamika sadržaja hemijskih elemenata u korenu ispitivanih vrsta biljaka

Razlike u sadržaju hemijskih elemenata (As, B, Cu, Zn, Mn, Mo, Se, Cr i Ni [$\mu\text{g/g}$]) u korenu ispitivanih vrsta biljaka analizirane su na osnovu njihove vremenske (Slike 37-45) i prostorne dinamike (Slike 46-54). Razlike između vrsta na svakom staništu, prikazane su u Tebelama 29-37.

Tabela 28. Uticaj faktora varijabilnosti (stanište, sezona i vrsta) na razlike u sadržaju hemijskih elemenata u korenu ispitivanih vrsta biljaka

Hemijski element		Stanište	Sezona	Vrsta	Stanište* Sezona	Stanište* Vrsta	Sezona* Vrsta	Stanište* Sezona* Vrsta
As	F	44.74	9.25	9.17	2.96	6.08	2.30	2.05
	p	***	***	***	*	***	*	*
B	F	157.00	2.75	154.25	20.72	77.45	6.45	15.58
	p	***	ns	***	***	***	***	***
Cu	F	245.81	211.84	599.79	34.29	362.07	45.95	37.74
	p	***	***	***	***	***	***	***
Zn	F	265.48	9.50	1159.39	12.30	129.09	17.46	26.20
	p	***	***	***	***	***	***	***
Mn	F	1854.87	51.65	781.80	174.87	679.65	113.16	91.03
	p	***	***	***	***	***	***	***
Mo	F	2295.02	48.56	4666.46	302.87	855.80	86.89	122.18
	p	***	***	***	***	***	***	***
Se	F	91.518	0.286	89.060	2.339	18.598	4.763	2.580
	p	***	ns	***	ns	***	***	**
Cr	F	256.563	28.304	152.985	91.994	139.115	45.526	32.105
	p	***	***	***	***	***	***	***
Ni	F	74.28	262.2	88.31	54.92	273.2	16.43	70.86
	p	***	***	***	***	***	***	***

Na osnovu trofaktorske analize varijansi (factorial ANOVA) uočeno je da na razlike u sadržaju svih ispitivanih elemenata uticaj imaju sva tri faktora varijabilnosti (stanište, sezona i vrsta, $p < 0.001$), osim kod B i Se kod kojih sezona nema uticaja na varijabilnost. Na razlike u sadržaju As, B, Mn, Se i Cr, veći uticaj ima stanište, a Cu, Zn

i Mo vrsta biljaka. Na razlike u sadržaju Ni veći uticaj ima faktor stanište*vrsta (Tabela 28).

Sadržaj As

Tokom perioda istraživanja, sadržaj As u korenu ispitivanih vrsta biljaka na K iznosio je za: tamariks 3.862 - 4.896 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 3.615 - 5.120 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 3.499 - 6.245 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 3.866 - 6.497 $\mu\text{g/g}$. Na L1 se kretao: za tamariks 4.257 - 5.396 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 4.497 - 5.975 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 4.623 - 5.737 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 4.001 - 5.386 $\mu\text{g/g}$. Na L2 je tokom istraživanog perioda iznosio: za tamariks 4.251 - 5.504 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 5.004 - 6.093 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 4.616 - 5.741 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 4.496 - 5.348 $\mu\text{g/g}$.

U korenu tamariksa na sva tri staništa sadržaj As se nije menjao tokom sezone. U maju i julu nisu utvrđene razlike u sadržaju As između staništa, dok je u septembru na K, u korenu tamariksa izmeren manji sadržaj As u odnosu na L2 ($p < 0.01$). Razlike između K i L1, kao i L1 i L2 nisu utvrđene. Na sva tri staništa sadržaj As u korenu bagrenca se nije menjao tokom sezone. U maju na K bio je manji u odnosu na L1 ($p < 0.01$) i L2 ($p < 0.001$), dok razlike između L1 i L2 nisu utvrđene. U julu koren bagrenca je imao sličan sadržaj As na sva tri staništa. U septembru na K je utvrđen sličan sadržaj kao na L1, manji u odnosu na L2 ($p < 0.01$), dok razlike između L1 i L2 nisu utvrđene. Sadržaj As u korenu bele topole na ispitivanim staništima, nije se menjao tokom sezone, a i na svim staništima koren bele topole je u svakom sezonskom preseku imao sličan sadržaj As. Vremenska i prostorna dinamika As u korenu bagrema nije pokazala značajne razlike osim na K kada je u julu utvrđen niži sadržaj As u odnosu na početak sezone ($p < 0.01$).

Na svakom od ispitivanih staništa, analizirane vrste su imale sličan sadržaj As u korenu. Jedino u maju, bagrenac je na K imao niži sadržaj As u odnosu na belu topolu ($p < 0.05$) i bagrem ($p < 0.01$).

Sadržaj B

U korenu ispitivanih vrsta tokom istraživanog perioda sadržaj B na K iznosio je za: tamariks 8.370 - 410.365 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 9.606 - 14.343 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 9.611 - 16.085 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 11.100 - 18.366 $\mu\text{g/g}$. Na L1 kretao se: za tamariks 10.476 -

15.574 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 15.050 - 24.278 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 13.138 - 26.761 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 8.002 - 12.168 $\mu\text{g/g}$. Na L2 tokom istraživanog perioda iznosio je: za tamariks 3.626 - 12.634 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 12.565 - 19.370 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 9.721 - 13.018 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 6.119 - 11.979 $\mu\text{g/g}$.

U korenu tamariksa na K i L1, sadržaj B se nije menjao tokom sezone. Na L2 je utvrđen niži sadržaj u maju u odnosu na jul i septembar ($p < 0.001$). U maju i julu na K je utvrđen sličan, a u septembru manji sadržaj B u odnosu na sadržaj izmeren u korenu tamariksa na L1. U maju na K je utvrđen veći ($p < 0.001$), a u julu i septembru sličan sadržaj u odnosu na sadržaj utvrđen na L2. Sadržaj B u korenu tamariksa na L2 u maju je bio manji ($p < 0.001$), a u julu i septembru jednak sadržaju na L1. Na K sadržaj B u korenu bagrenca, se povećavao od maja do jula ($p < 0.05$), a onda smanjivao do septembra ($p < 0.01$). Na L1 nije se menjao tokom sezone, dok je na L2 u julu bio niži u odnosu na početak sezone ($p < 0.01$), a u septembru jednak sadržaju u maju. U maju i septembru, sadržaj B u korenu bagrenca na K, je bio manji u odnosu na sadržaj u korenu na L1 i L2 ($p < 0.001$), a u julu manji u odnosu na sadržaj na L1 ($p < 0.05$), a sličan sadržaju na L2. Razlike u sadržaju B u korenu bagrenca na L1 i L2 nisu utvrđene. Sadržaj B u korenu bele topole na K smanjivao se od maja do septembra ($p < 0.001$). Na L1 se povećavao od maja do jula ($p < 0.001$), a onda do septembra ostao nepromenjen. Na L2 se nije menjao tokom sezone. U maju sadržaj B u korenu bele topole na K je bio sličan sadržaju na L1 i veći u odnosu na sadržaj na L2 ($p < 0.001$), a u julu i septembru manji u odnosu na sadržaj na L1 ($p < 0.001$) i sličan sadržaju na L2. Na L2 u sva tri sezonska preseka sadržaj B u korenu bele topole je bio manji u odnosu na sadržaj na L1 ($p < 0.001$). U korenu bagrema na K, sadržaj B se smanjivao od maja do jula ($p < 0.001$) i onda se do septembra nije menjao. Na L1 se nije menjao tokom cele sezone, a na L2 se povećavao od maja do jula ($p < 0.001$) i onda ostao nepromenjen do septembra. Samo u maju sadržaj B u korenu bagrema na K je bio veći u odnosu na sadržaj na L1 i L2 ($p < 0.001$), dok u julu i septembru razlike između staništa nisu utvrđene. Sadržaj bora u korenu bagrema je na obe pasivne lagune bio jednak tokom cele sezone.

U maju i septembru, tamariks i bagrenac su na K, imali sličan sadržaj B u korenu, dok je kod bele topole i bagrema ovaj sadržaj bio sličan u sva tri sezonska preseka. U maju tamariks i bagrenac su imali manji sadržaj B u korenu u odnosu na belu topolu ($p < 0.001$) i bagrem ($p < 0.001$). U julu tamariks je imao manji sadržaj u odnosu na

bagrenac ($p < 0.001$), dok razlike između ostalih vrsta nisu konstatovane. U septembru, sadržaj B u korenu tamariksa je bio manji u odnosu na sadržaj u korenu bagrema ($p < 0.001$). Na L1 u maju, manji sadržaj B u korenu bagrema je utvrđen u odnosu na tamariks ($p < 0.05$), bagrenac ($p < 0.001$) i belu topolu ($p < 0.001$). Sadržaj B u korenu bagrenca i bele topole je bio sličan, ali veći u odnosu na sadržaj B u korenu tamariksa ($p < 0.001$). U julu sadržaj B u korenu bagrema je bio sličan sadržaju u korenu tamariksa, ali manji u odnosu na sadržaj u korenu bagrenca i bele topole ($p < 0.001$). Najveći sadržaj B u korenu u julu imala je bela topola ($p < 0.001$). U septembru bagrem je imao sličan sadržaj B u korenu kao tamariks, dok je sadržaj B u korenu tamariksa bio sličan sadržaju B u korenu bagrenca i bagrema. Sadržaj B u korenu bele topole bio je veći u odnosu na sve ispitivane vrste ($p < 0.001$). Na L2 u maju, sadržaj B u korenu tamariksa i bagrema je bio sličan, ali manji u odnosu na sadržaj u korenu bele topole ($p < 0.001$) i bagrenca ($p < 0.001$). U maju, u korenu bagrenca je utvrđen najveći sadržaj B ($p < 0.001$). U julu sve vrste su imale isti sadržaj B u korenu. U septembru tamariks, bela topola i bagrem su imali sličan sadržaj B u korenu, dok je u korenu bagrenca sadržaj bora bio veći u odnosu na sadržaj kod tamariksa ($p < 0.001$) i bagrema ($p < 0.01$).

Sadržaj Cu

Na K, sadržaj Cu u korenu ispitivanih vrsta biljaka tokom istraživanog perioda iznosio je za: tamariks 2.334 - 2.765 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 5.614 - 7.355 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 3.624 - 6.345 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 3.880 - 6.247 $\mu\text{g/g}$. Na L1 kretao se: za tamariks 3.995 - 4.962 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 3.371 - 5.105 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 4.236 - 8.468 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 2.133 - 3.133 $\mu\text{g/g}$. Na L2 tokom istraživanog perioda iznosio je: za tamariks 2.745 - 4.507 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 3.849 - 5.879 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 3.357 - 4.986 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 2.370 - 3.369 $\mu\text{g/g}$.

U korenu tamariksa na K i L1, sadržaj Cu se nije menjao tokom sezone. Na L2 od maja do jula se smanjivao ($p < 0.001$), a od jula do septembra nije se menjao. U sva tri sezonska preseka, sadržaj Cu u korenu tamariksa na K je bio manji u odnosu na sadržaj izmeren na L1 ($p < 0.001$), a u odnosu na sadržaj izmeren L2, u maju je bio manji ($p < 0.01$), dok u julu i septembru razlike nisu konstatovane. U sva tri sezonska preseka sadržaj Cu u korenu tamariksa na L2 je bio manji u odnosu na sadržaj utvrđen na L1 ($p < 0.001$). U korenu bagrenca na K, sadržaj Cu u maju i julu bio je sličan, a u

septembru niži u odnosu na maj i jul ($p < 0.001$). Na L1 se nije menjao tokom sezone, a na L2 u maju i julu bio je sličan ali niži u odnosu na septembar ($p < 0.001$). U sva tri sezonska preseka, sadržaj Cu u korenu bagrenca na K je bio viši u odnosu na L1 ($p < 0.001$). U maju i julu bio je viši i u odnosu na L2 ($p < 0.001$), a u septembru razlike između K i L2 nisu konstatovane. U maju i julu sadržaj Cu u korenu bagrenca na L2 bio je sličan, a u septembru veći u odnosu na L1 ($p < 0.001$). Na sva tri staništa, sadržaj Cu u korenu bele topole bio je najviši u maju ($p < 0.001$), a u septembru na K viši ($p < 0.05$), na L1 manji ($p < 0.001$), a na L2 jednak sadržaju u julu mesecu. U maju i julu sadržaj Cu na K bio je niži u odnosu na L1, dok je u maju bio viši ($p < 0.001$), a u julu jednak sadržaju na L2. U septembru, razlike između K i L1 nisu utvrđene, dok je na L2 sadržaj Cu bio niži u odnosu na K ($p < 0.001$). U maju i julu ($p < 0.001$), kao i u septembru ($p < 0.05$), sadržaj Cu u korenu bele topole je bio niži na L2 u odnosu na L1. Sadržaj Cu u korenu bagrema na K, u maju je bio viši u odnosu na jul ($p < 0.001$), a u septembru jednak sadržaju u julu mesecu. Na L1 i L2 nisu utvrđene promene sadržaja Cu u korenu bagrema tokom sezone. U sva tri sezonska preseka sadržaj Cu u korenu bagrema na K je bio veći u odnosu na L1 ($p < 0.001$) i L2 ($p < 0.001$). Razlike između L1 i L2 nisu konstatovane.

Na K u sva tri sezonska preseka najniži sadržaj Cu izmeren je u korenu tamariksa ($p < 0.001$). Bele topola i bagrem su imali isti sadržaj Cu u korenu, koji je bio veći u odnosu na tamariks ($p < 0.001$), ali manji u odnosu na bagrenac ($p < 0.001$). Na L1 u sva tri sezonska preseka najniži sadržaj Cu je utvrđen u korenu bagrema ($p < 0.001$). U maju tamariks i bagrenac su imali isti sadržaj Cu, koji je bio veći u odnosu na sadržaj u korenu bagrema ($p < 0.001$), ali manji u odnosu na sadržaj u korenu bele topole ($p < 0.001$). I u julu, najveći sadržaj Cu je utvrđen u korenu bele topole ($p < 0.001$), dok je u korenu tamariksa izmeren veći sadržaj u odnosu na bagrenac ($p < 0.001$). U septembru, tamariks, bagrenac i bela topola su imali sličan sadržaj Cu u korenu.

Sadržaj Zn

Na K, sadržaj Zn u korenu ispitivanih vrsta tokom istraživanog perioda je iznosio za: tamariks 19.798 - 22.224 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 9.093 - 14.467 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 21.788 - 27.618 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 8.099 - 18.741 $\mu\text{g/g}$. Na L1 kretao se: za tamariks 14.732 - 21.218 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 10.697 - 17.181 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 20.932 - 28.820 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 5.003 -

11.616 $\mu\text{g/g}$. Na L2 tokom istraživanog perioda iznosio je: za tamariks 4.494 - 13.128 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 9.699 - 19.760 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 17.813 - 23.839 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 5.470 - 10.984 $\mu\text{g/g}$.

U korenu tamariksa na K sadržaj Zn se nije menjao. Na L1 u maju i julu je bio sličan, a u septembru niži u odnosu na jul ($p < 0.001$). Na L2 u maju je bio viši u odnosu na jul i septembar ($p < 0.001$). U maju i julu sadržaj Zn u korenu tamariksa na K je bio sličan, a u septembru niži u odnosu na L1 ($p < 0.001$). Na L2 u sva tri sezonska preseka bio je niži i u odnosu na K ($p < 0.001$) i u odnosu na L1 ($p < 0.001$).

Na K u maju, sadržaj Zn u korenu bagrenca je bio niži u odnosu na jul i septembar ($p < 0.001$). Na L1 nije se manjšao tokom sezone, a na L2 povećavao se od maja do jula ($p < 0.001$), a onda smanjšivao do septembra ($p < 0.001$), kada je opet imao sličnu vrednost kao na početku sezone. U maju sadržaj Zn u korenu bagrenca na K je bio manjši ($p < 0.001$), a u julu i septembru sličan sadržaju na L1. Na L2 u maju i septembru bio je sličan, a u julu veći ($p < 0.01$) u odnosu na K. U maju i septembru sadržaj Cu u korenu bagrenca bio je sličan, a u julu veći na L2 u odnosu na L1 ($p < 0.001$). Sadržaj Zn u korenu bele topole na K i L2 nije se menjao tokom sezone, a na L1 u septembru je bio niži u odnosu na maj ($p < 0.001$). U maju u korenu bele topole na K, utvrđen je manjši ($p < 0.01$), a u julu i septembru sličan sadržaj Zn u odnosu na L1. U maju i septembru, na L2 je utvrđen sličan sadržaj Zn kao na K i L1, a u julu veći u odnosu na K ($p < 0.01$) i L1 ($p < 0.001$). Na K sadržaj Zn u korenu bagrema u maju je bio veći u odnosu na jul ($p < 0.001$) i septembar ($p < 0.001$). Na L1 u julu je bio veći u odnosu na maj ($p < 0.01$), a sličan sadržaju u septembru. Na L2 u maju i julu je bio sličan, a u septembru veći u odnosu na maj ($p < 0.001$) i jul ($p < 0.05$). U maju sadržaj Zn na K je bio veći u odnosu na L1 i L1 ($p < 0.001$), gde je bio sličan. U julu na K i L1 bio je sličan, a na L2 manjši u odnosu na K i L1 ($p < 0.05$). U septembru na K je bio veći u odnosu na L1 ($p < 0.05$), a sličan sadržaju na L2. Na L2 i L1 u septembru, izmeren je sličan sadržaj Zn u korenu bagrema.

Na K u maju, u korenu tamariksa, bele topole i bagrema izmeren je sličan sadržaj Zn, koji je bio veći u odnosu na sadržaj u korenu bagrenca ($p < 0.001$). Bela topola je imala veći sadržaj Zn u korenu u odnosu na bagrem ($p < 0.001$). U julu i septembru sadržaj Zn u korenu se povećavao od bagrema, preko bagremca i tamariksa do bele topole gde je sadržaj Zn bio najveći ($p < 0.001$). Na L1 u sva tri sezonska preseka najmanjši sadržaj Zn

izmeren je u korenu bagrema ($p < 0.001$), a najveći u korenu bele topole ($p < 0.001$), dok je kod bagrenca utvrđen manji sadržaj u odnosu na tamariks ($p < 0.001$). Na L2 u sva tri sezonska preseka najveći sadržaj Zn utvrđen je u korenu bele topole ($p < 0.001$). U maju najmanji sadržaj imao je koren bagrema ($p < 0.001$), u julu bagrema i tamariksa ($p < 0.001$), a u septembru koren tamariksa ($p < 0.001$). U maju, bagrenac je u korenu imao sličan sadržaj Zn kao tamariks, u julu veći od bagrema i tamariksa ($p < 0.001$), a u septembru veći od bagrema ($p < 0.05$).

Sadržaj Mn

U korenu ispitivanih vrsta biljaka tokom istraživanog perioda sadržaj Mn na K iznosio je za: tamariks 9.527 - 11.357 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 11.119 - 20.329 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 19.145 - 36.838 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 14.328 - 42.707 $\mu\text{g/g}$. Na L1 kretao se: za tamariks 7.863 - 13.581 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 18.532 - 29.983 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 6.350 - 12.696 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 3.876 - 6.581 $\mu\text{g/g}$. Na L2 tokom istraživanog perioda iznosio je: za tamariks 2.376 - 6.505 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 8.319 - 25.237 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 5.234 - 8.454 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 2.611 - 7.483 $\mu\text{g/g}$.

U korenu tamariksa na sva tri staništa sadržaj Mn nije se menjao tokom sezone, osim na L1, kada je u septembru utvrđen viši sadržaj Mn u odnosu na jul mesec ($p < 0.001$). U maju i septembru sadržaj Mn u korenu tamariksa na K i L1 bio je sličan, dok je u julu bio niži na L1 ($p < 0.05$). Na L2 u maju i septembru bio je niži u odnosu na K i L1 ($p < 0.001$), a u julu niži u odnosu na K ($p < 0.001$), a sličan kao na L1. U korenu bagrenca na K i L2 sadržaj Mn u maju bio je niži u odnosu na sadržaj u jul i septembru ($p < 0.001$), dok razlike između jula i septembra nisu utvrđene. Na L1 u septembru sadržaj Mn bio je niži u odnosu na sadržaj u maju i julu ($p < 0.001$). U maju i julu na K utvrđen je manji sadržaj Mn u korenu bagrenca u odnosu na sadržaj na L1 ($p < 0.001$), a sličan sadržaju na L2. Na L2 sadržaj je bio niži u odnosu na sadržaj na L1 ($p < 0.001$). U septembru na sva tri staništa koren bagrenca je imao sličan sadržaj Mn. Sadržaj Mn u korenu bele topole na K, u maju je bio veći u odnosu na sadržaj u julu ($p < 0.001$), a u septembru sličan kao u julu. Na L1 u maju i julu bio je sličan, a u septembru niži u odnosu na jul mesec ($p < 0.001$). Na L2 nije se menjao tokom sezone. U sva tri sezonska preseka sadržaj Mn u korenu bele topole na K bio je veći u odnosu na sadržaj na L1 i L2 ($p < 0.001$). Na L2 u maju ($p < 0.05$) i julu ($p < 0.001$) bio je niži u odnosu na sadržaj na

L1, dok je u septembru bio sličan kao na L1. Na K sadržaj Mn u korenu bagrema smanjivao se tokom sezone ($p < 0.001$). Na L1 nije se menjao tokom sezone, dok je na L2 u septembru bio viši u odnosu na sadržaj u maju ($p < 0.001$). U sva tri sezonska preseka sadržaj Mn u korenu bagrema na K bio je veći u odnosu na sadržaj na L1 i L2 ($p < 0.001$), dok razlike u sadržaju na L1 i L2 nisu utvrđene.

Na K u maju, tamariks i bagrenac su imali sličan sadržaj Mn u korenu koji je bio manji u odnosu na sadržaj u korenu bele topole i barema ($p < 0.001$). U korenu bagrema utvrđen je najveći sadržaj Mn ($p < 0.001$). U julu tamariks je imao najmanji sadržaj Mn ($p < 0.001$), bagrenac sličan kao bela topola ali manji od bagrema ($p < 0.001$). U septembru najmanji sadržaj Mn imao je koren tamariksa ($p < 0.001$), dok je bagrenac imao sličan sadržaj kao bela topola i bagrem. Sadržaj Mn u korenu bagrema bio je manji u odnosu na sadržaj u korenu bele topole ($p < 0.001$). Na L1 u sva tri sezonska preseka najmanji sadržaj Mn utvrđen je u korenu bagrema ($p < 0.001$), a najveći u korenu bagrenca ($p < 0.001$). U maju i julu, tamariks i bela topola su imali sličan sadržaj Mn, a u septembru u korenu tamariksa je utvrđen veći sadržaj Mn ($p < 0.001$). Na L2 u sva tri sezonska preseka najveći sadržaj Mn je utvrđen u korenu bagrenca ($p < 0.001$). U maju bela topola je u korenu imala veći sadržaj Mn u odnosu na tamariks ($p < 0.01$) i bagrem ($p < 0.001$), dok su u julu i septembru sve tri vrste imale sličan sadržaj Mn u korenu.

Sadržaj Mo

Sadržaj Mo u korenu ispitivanih vrsta tokom istraživanog perioda na K iznosio je za: tamariks 0.799 - 1.374 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 0.500 - 1.870 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 0.374 - 0.625 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 1.623 - 5.236 $\mu\text{g/g}$. Na L1 kretao se: za tamariks 0.877 - 1.377 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 2.998 - 14.482 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 0.996 - 1.122 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 11.128 - 18.750 $\mu\text{g/g}$. Na L2 tokom istraživanog perioda iznosio je: za tamariks 0.749 - 3.753 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 2.113 - 4.374 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 0.624 - 1.000 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 7.625 - 14.218 $\mu\text{g/g}$.

U korenu tamariksa na K i L1, sadržaj Mo se nije menjao, dok se na L2 povećavao u toku sezone ($p < 0.001$). U sva tri sezonska preseka sadržaj Mo u korenu tamariksa bio je sličan na K i L1. Na L2 u maju je bio sličan kao na K i L1, u julu sličan sadržaju na K, a veći u odnosu na L1 ($p < 0.05$), a u septembru veći u odnosu na K i L1 ($p < 0.001$). Na K, sadržaj Mo u korenu bagrenca u septembru je bio niži u odnosu na maj ($p < 0.05$). Na L1

sa smanjivao tokom sezone ($p < 0.001$), dok se na L2 povećavao od maja do jula ($p < 0.001$), pa smanjivao do septembra ($p < 0.001$), kada je bio sličan kao u maju mesecu. U maju sadržaj Mo u korenu bagrenca je bio manji u odnosu na sadržaj na L1 ($p < 0.001$), a jednak sadržaju na L2. U julu i septembru na K je bio manji u odnosu na sadržaj na L1 ($p < 0.001$) i L2 ($p < 0.001$). Na L2 sadržaj Mo je u maju i julu bio manji ($p < 0.001$), a u septembru sličan sadržaju na L1. Sadržaj Mo u korenu bele topole na svim staništima bio je sličan, tokom cele sezone. Na K, sadržaj Mo u korenu bagrema u maju je bio manji u odnosu na jul ($p < 0.001$) i septembar ($p < 0.05$). Na L1 u maju i julu bio je viši u odnosu na septembar ($p < 0.001$), dok se na L2 od maja do jula smanjivao ($p < 0.001$), pa se povećavao do septembra ($p < 0.001$), kada je bio veći u odnosu na maj mesec ($p < 0.001$). U sva tri sezonska preseka sadržaj Mo u korenu bagrema na K bio je niži u odnosu na L1 i L2 ($p < 0.001$). U maju i julu na L2 je bio manji ($p < 0.001$), a u septembru veći ($p < 0.001$) u odnosu na L1.

Na K u maju bagrem i bagrenac su imali sličan sadržaj Mo u korenu kao tamariks, ali veći u odnosu na belu topolu ($p < 0.05$; $p < 0.01$). U julu i septembru najveći sadržaj Mo utvrđen je u korenu bagrema ($p < 0.001$), dok kod drugih vrsta razlike nisu utvrđene osim u julu kada je u korenu bagrenca utvrđen veći sadržaj Mo u odnosu na sadržaj u korenu bele topole ($p < 0.05$). Na L1 tokom cele sezone tamariks i bela topola su imali sličan sadržaj Mo u korenu, koji je bio manji u odnosu na sadržaj u korenu bagrenca i bagrema ($p < 0.001$). Najveći sadržaj Mo utvrđen je u korenu bagrema ($p < 0.001$). Na L2 bagrem je akumulirao najveće količine Mo u korenu ($p < 0.001$), a bela topola najmanje ($p < 0.001$), osim u maju kada koren bele topole i tamariksa usvajaju slične količine Mo.

Sadržaj Se

Tokom istraživanog perioda na K, u korenu ispitivanih vrsta drveća utvrđeni sadržaj Se iznosio je za: tamariks 0.666 - 1.452 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 0.249 - 0.998 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 0.500 - 1.374 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 0.374 - 0.900 $\mu\text{g/g}$. Na L1 kretao se: za tamariks 0.923 - 2.504 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 0.441 - 1.368 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 0.498 - 1.251 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 0.250 - 0.907 $\mu\text{g/g}$. Na L2 tokom istraživanog perioda iznosio je: za tamariks 1.623 - 3.620 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 1.117 - 2.496 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 0.498 - 1.621 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 0.375 - 1.708 $\mu\text{g/g}$.

U korenu ispitivanih vrsta, sadržaj Se se tokom sezone nije manjao, osim kod tamariksa na L2 kada je u maju utvrđen veći sadržaj ovog elementa u odnosu na jul mesec ($p < 0.05$). Kod tamariksa na K, sadržaj Se u korenu u maju i septembru bio je sličan, a u julu manji u odnosu na L1 ($p < 0.01$). Na L2 je bio veći u odnosu na sadržaj na K ($p < 0.001$), tokom cele sezone, dok je u maju i septembru bio veći ($p < 0.001$), a u julu sličan sadržaju na L1. U korenu bagrenca na K i L1 izmeren je sličan sadržaj Se koji je bio manji u odnosu na sadržaj utvrđen na L2. U korenu bele topole, kao i bagrema sadržaj Se je na svim ispitivanim staništima bio sličan.

Na K sve vrste su imale sličan sadržaj Se. Na L1 u maju, sadržaj Se u korenu tamariksa je bio veći u odnosu na sadržaj u korenu bagrenca ($p < 0.001$) i bagrema ($p < 0.001$), a u julu u odnosu na sadržaj u korenu bagrenca ($p < 0.001$), bele topole ($p < 0.01$) i bagrema ($p < 0.001$), dok kod ostalih vrsta razlike nisu utvrđene. U septembru na L1 sve vrste su u korenu imale sličan sadržaj Se. Na L2 u maju sadržaj Se u korenu tamariksa je bio veći u odnosu na sadržaj utvrđen kod ostalih ispitivanih vrsta ($p < 0.001$), a u julu i septembru veći u odnosu na sadržaj u korenu bele topole i bagrema ($p < 0.001$). U septembru sadržaj Se u korenu bagrenca je bio veći u odnosu na sadržaj u korenu bele topole ($p < 0.01$).

Sadržaj Cr

U korenu ispitivanih vrsta drveća tokom istraživanog perioda sadržaj Cr na K iznosio je za: tamariks 0.687 - 0.995 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 0.874 - 2.373 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 1.747 - 4.980 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 1.752 - 10.365 $\mu\text{g/g}$. Na L1 kretao se: za tamariks 0.825 - 2.990 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 0.746 - 1.244 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 1.376 - 4.854 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 0.500 - 1.124 $\mu\text{g/g}$. Na L2 tokom istraživanog perioda iznosio je: za tamariks 0.750 - 1.874 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 0.872 - 1.367 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 1.246 - 1.745 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 0.747 - 1.119 $\mu\text{g/g}$.

U korenu tamariksa na K i L2 sadržaj Cr se nije menjao tokom sezone, a na L2 je u septembru bio veći u odnosu na sadržaj u maju i julu ($p < 0.001$). U maju i julu nisu utvrđene razlike između staništa, dok je u septembru na K sadržaj Cr u korenu tamariksa bio manji u odnosu na sadržaj na L1 ($p < 0.001$) i L2 ($p < 0.05$). Razlike u sadržaj Cr u korenu tamariksa na L1 i L2 nisu utvrđene. U korenu bagrenca sadržaj Cr na L1 i L2 nije se menjao tokom sezone, dok je na K u septembru bio niži u odnosu na

jul mesec ($p < 0.001$). U maju i septembru na svim staništima sadržaj Cr u korenu bagrenca bio je sličan, dok je u julu na K bio veći u odnosu na sadržaj na L1 i L2 ($p < 0.001$). Na L1 i L2 sadržaj Cr u korenu bagrenca je bio sličan. Sadržaj Cr u korenu bele topole na K smanjivao se od maja do jula ($p < 0.001$) i od jula do septembra ($p < 0.01$). Na L1 se povećavao od maja do jula ($p < 0.001$), a onda smanjivao od jula do septembra ($p < 0.001$). Na L2 nije se menjao tokom sezone. U maju, sadržaj Cr u korenu bele topole na K je bio veći u odnosu na sadržaj na L1 i L2 ($p < 0.001$). U julu na K je bio manji u odnosu na sadržaj na L1 ($p < 0.05$), ali veći u odnosu na sadržaj na L2 ($p < 0.001$). U septembru, sadržaj Cr u korenu bele topole na K bio je sličan sadržaju na L1 i L2. Na L2 u maju i septembru sadržaj Cr u korenu bele topole je bio sličan, a u julu, manji u odnosu na sadržaj na L1 ($p < 0.001$). Sadržaj Cr u korenu bagrema na K smanjivao se tokom sezone, a na L1 i L2 nije se menjao tokom sezone. U sva tri sezonska preseka sadržaj Cr u korenu bagrema na K je bio veći u odnosu na sadržaj na L1 i L2 ($p < 0.001$). Na L1 i L2 izmeren je sličan sadržaj sadržaj Cr u korenu bagrema.

Na K u maju, tamariks i bagrenac su imali sličan sadržaj Cr koji je bio manji u odnosu na sadržaj u korenu bele topole ($p < 0.001$) i bagrema, koji je akumulirao najviše Cr ($p < 0.001$). U julu na K najmanje Cr je usvojio koren tamariksa ($p < 0.001$), koren bagrenca slično kao koren bele topole, ali manje od korena bagrema ($p < 0.001$), u čijem korenu je utvrđen sadržaj Cr sličan kao u korenu bele topole. U septembru tamariks i bagrenac su u korenu imali sličan sadržaj Cr koji je bio manji u odnosu na sadržaj Cr u korenu bele topole i bagrema ($p < 0.001$). Na L1 u maju tamariks, bagrenac i bela topola imali su sličan sadržaj Cr u korenu, a bagrem manji u odnosu na belu topolu ($p < 0.001$). U julu tamariks, bagremac i bagrem su imali sličan sadržaj Cr, koji je bio manji u odnosu na sadržaj u korenu bele topole ($p < 0.001$). U septembru bagrenac i bagrem su imali sličan sadržaj Cr koji je bio manji u odnosu na sadržaj u korenu tamariksa i bele topole ($p < 0.001$). Na L2 sve vrste su imale sličan sadržaj Cr u korenu u svakom sezonskom preseku.

Sadržaj Ni

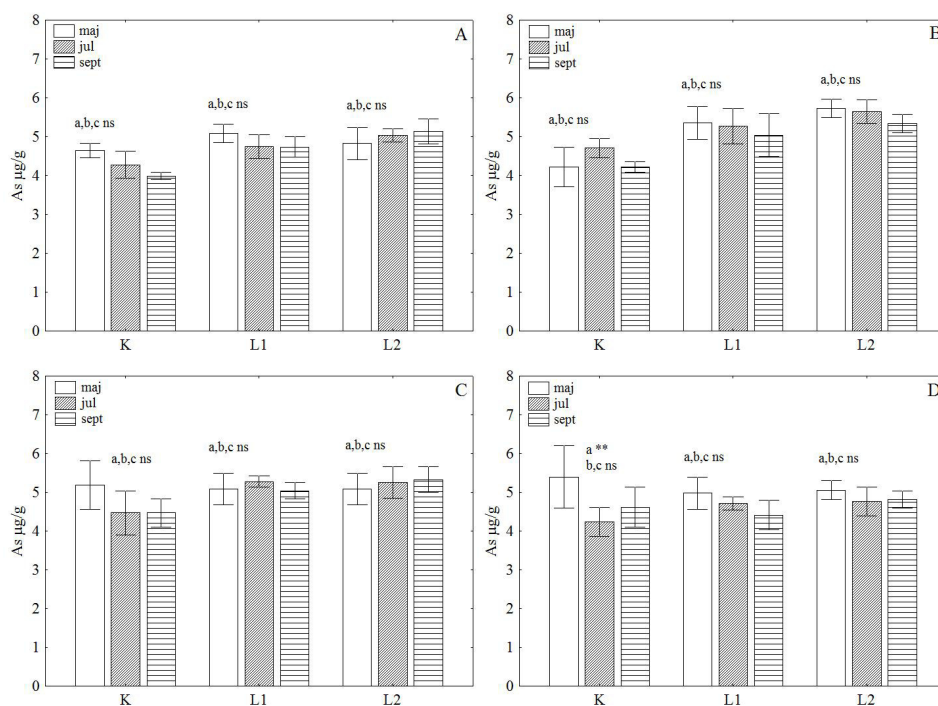
U korenu ispitivanih vrsta biljaka tokom istraživanog perioda, sadržaj Ni na K iznosio je za: tamariks 1.790 - 2.469 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 2.495 - 4.121 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 2.996 - 5.976 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 3.239 - 8.621 $\mu\text{g/g}$. Na L1 kretao se: za tamariks 2.619 -

4.102 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 2.488 - 5.105 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 2.988 - 4.739 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 2.251 - 3.001 $\mu\text{g/g}$. Na L2 tokom istraživanog perioda iznosio je: za tamariks 2.620 - 5.742 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 2.856 - 4.248 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 1.994 - 3.233 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 3.243 - 3.854 $\mu\text{g/g}$.

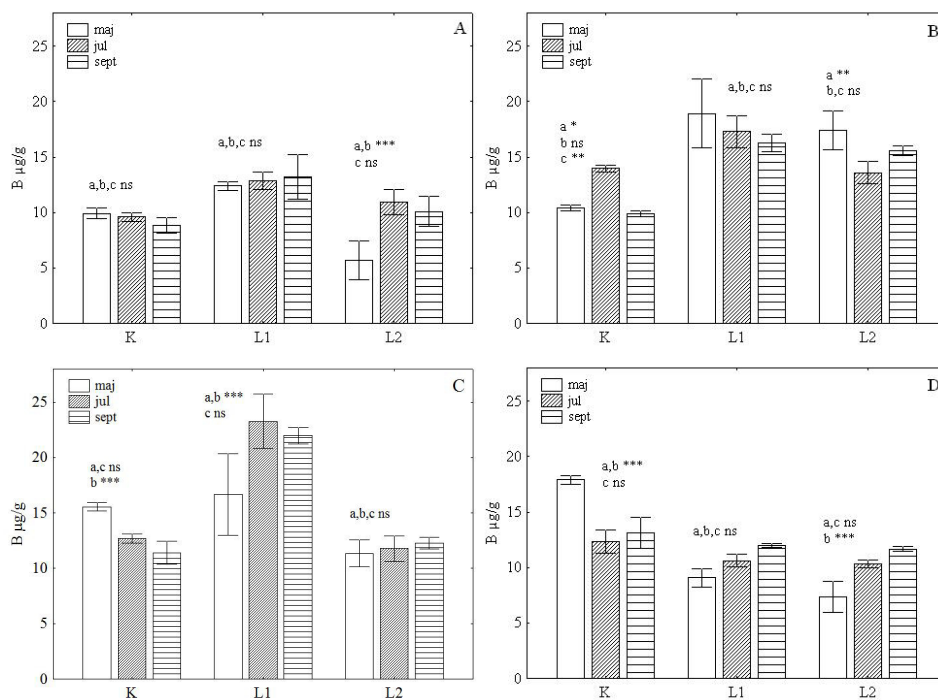
U korenu tamariksa na K sadržaj Ni se nije manjao tokom sezone, na L1 u maju i julu bio je sličan a u septembru manji u odnosu na maj i jul ($p < 0.001$). Na L2 se smanjivao od maja do septembra ($p < 0.001$). Na K, u sva tri sezonska preseka sadržaj Ni u korenu tamariksa je bio manji u odnosu na sadržaj na L1 ($p < 0.001$) i L2 ($p < 0.001$; $p < 0.01$). Na L2 u maju je bio veći ($p < 0.001$), a u julu i septembru sličan sadržaju na L1. U korenu bagrenca sadržaj Ni se povećavao od maja do jula ($p < 0.05$), a onda smanjivao do septembra ($p < 0.001$). Na L1 smanjivao se od maja do jula ($p < 0.001$) i od jula do septembra ($p < 0.01$). Na L2 povećavao se od maja do jula ($p < 0.001$), pa smanjivao do septembra. U maju sadržaj Ni u korenu bagrenca na K je bio manji u odnosu na sadržaj na L1 ($p < 0.001$), a na L2 manji u odnosu na sadržaj na L1 ($p < 0.001$), ali sličan sadržaju na K. U julu na K je bio manji od sadržaja na L1 ($p < 0.05$), ali sličan sadržaju na L2, gde je sadržaj Ni bio veći u odnosu na sadržaj na L1 ($p < 0.05$). U septembru koren bagrenca je na svim staništima imao sličan sadržaj Ni. Na K, sadržaj Ni u korenu bele topole se smanjivao od maja do jula ($p < 0.001$), a od jula do septembra se nije menjao. Na L1 u maju i julu bio je sličan, a u septembru manji u odnosu na jul mesec ($p < 0.01$). Na L2 u maju i julu bio je sličan, a u septembru veći u odnosu na maj ($p < 0.001$). U maju sadržaj Ni u korenu bele topole bio je veći u odnosu na L1 i L2 ($p < 0.001$), u julu isti kao na L1, a veći od L2 ($p < 0.001$), a u septembru sličan kao na L1 i L2. Sadržaj Ni u korenu bele topole na L2 u maju i julu bio je manji ($p < 0.001$), a u septembru sličan sadržaju na L1. Sadržaj Ni u korenu bagrema na K se smanjivao tokom cele sezone. Na L1 i L2 nije se manjao tokom sezone. U maju i julu sadržaj Ni u korenu bagrema na K je bio veći u odnosu na L1 i L2 ($p < 0.001$), a u septembru veći u odnosu na L1 ($p < 0.05$), a sličan sadržaju na L2. Na L2 u maju ($p < 0.001$) i julu ($p < 0.05$), bio je veći a u septembru sličan sadržaju na L1.

Na K u maju i julu sadržaj Ni je bio najmanji u korenu tamariksa ($p < 0.001$), a najveći u korenu bagrema ($p < 0.001$). U maju u korenu bagrenca bio je manji ($p < 0.001$), a u julu sličan sadržaju Ni u korenu bele topole. U septembru tamariks i bagrenac su imali sličan sadržaj Ni u korenu kloji je bio manji u odnosu na sadržaj u korenu bele

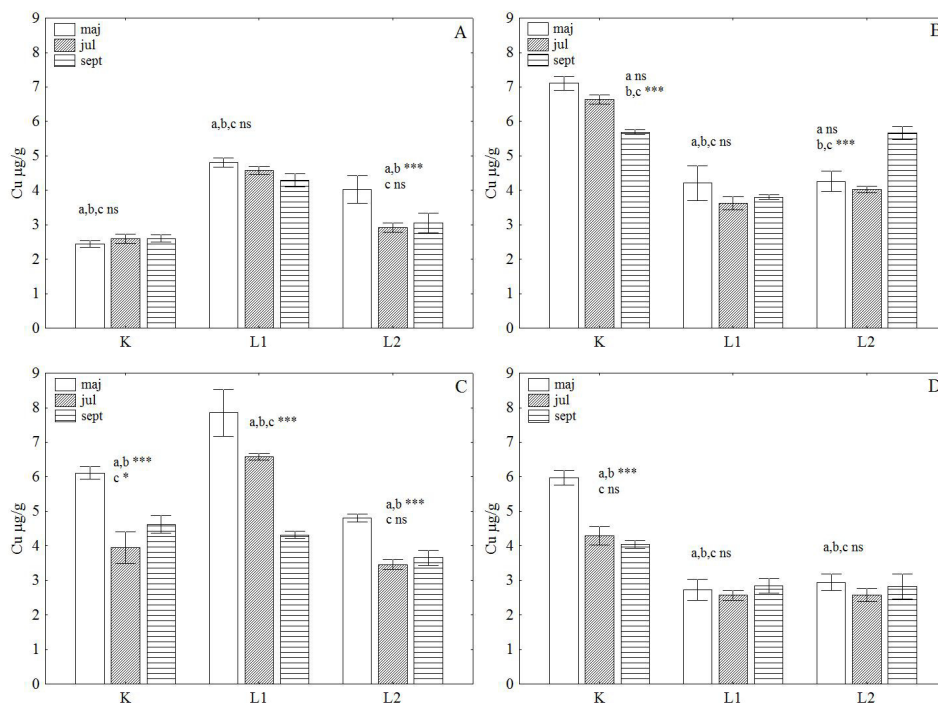
topole i bagrema ($p < 0.001$). Na L1 u maju i julu najmanji sadržaj Ni izmeren je u korenu bagrema ($p < 0.001$). U maju tamariks i bela topola su imali sličan sadržaj Ni u korenu, koji je bio manji u odnosu na sadržaj u korenu bagrenca. U julu tamariks, bagrenac i bela topola su imali sličan sadržaj Ni u korenu. Kod tamariksa i bele topole on je bio manji u odnosu na sadržaj u korenu bagrema ($p < 0.001$). U septembru sve vrste na L1 su imale sličan sadržaj Ni u korenu. Na L2 najmanji sadržaj Ni u korenu je izmeren kod bele topole ($p < 0.001$). U maju bagrenac i bagrem su imali sličan sadržaj Ni u korenu, koji je bio manji u odnosu na sadržaj u korenu tamariksa ($p < 0.001$; $p < 0.01$), dok su u julu tamariks, bagrenac i bagrem imali sličan sadržaj, koji je bio veći u odnosu na sadržaj u korenu bele topole ($p < 0.001$). U septembru, na L2 sve vrste su imale sličan sadržaj Ni u korenu.



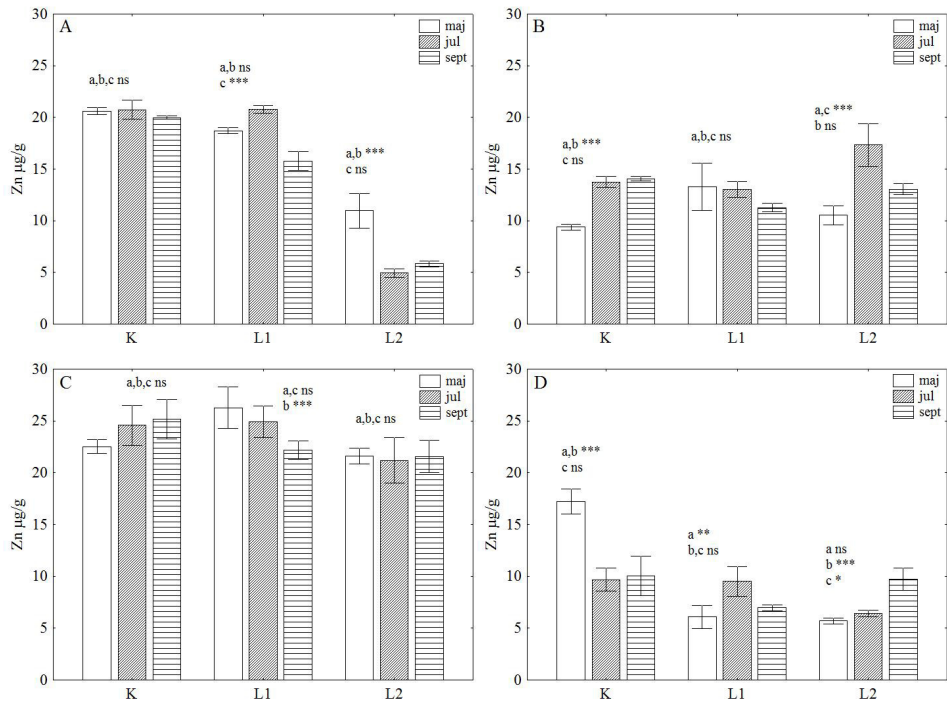
Slika 37. Vremenska dinamika sadržaja As u korenu: A – *T. tetrandra*, B – *A. fruticosa*, C – *P. alba* i D – *R. pseudoacacia*, (ANOVA, n=5, ** $p < 0.01$, ns - nema značajnih razlika)



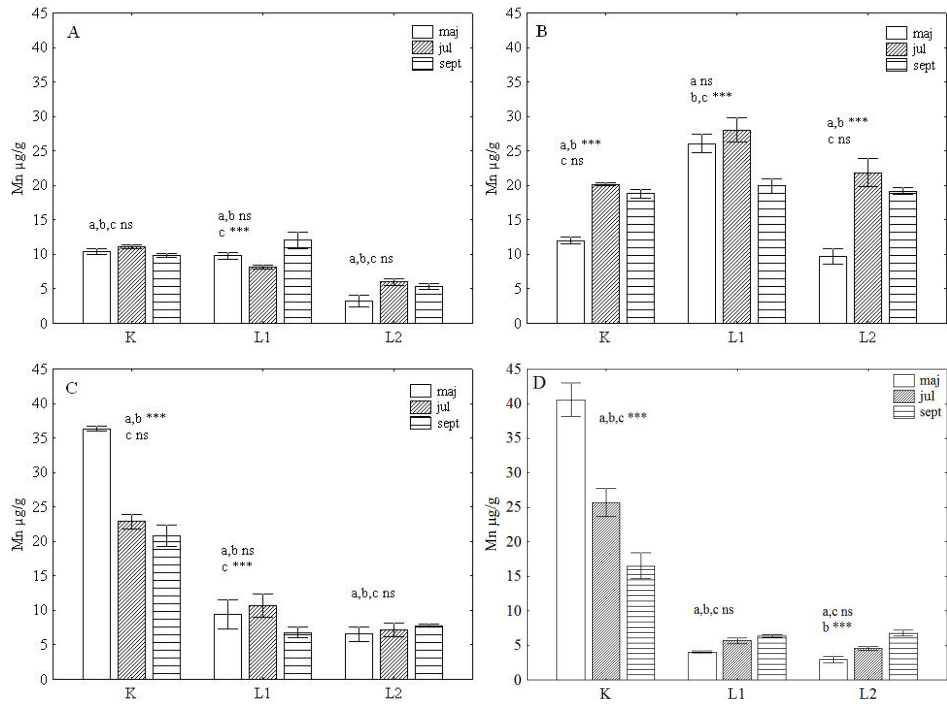
Slika 38. Vremenska dinamika sadržaja B u korenu: A – *T. tetrandra*, B – *A. fruticosa*, C – *P. alba* i D – *R. pseudoacacia*, (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)



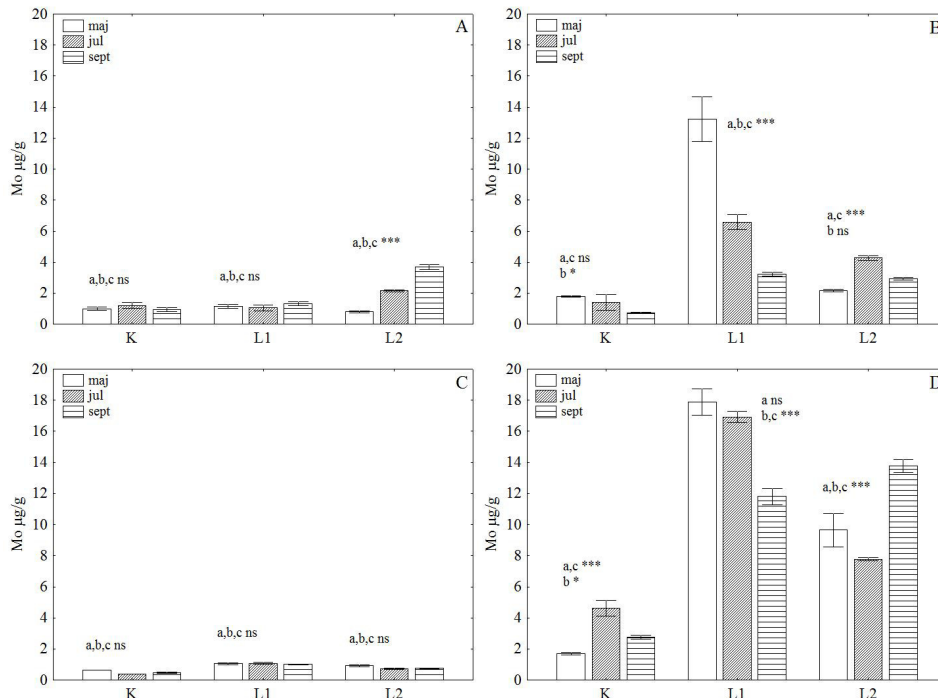
Slika 39. Vremenska dinamika sadržaja Cu u korenu: A – *T. tetrandra*, B – *A. fruticosa*, C – *P. alba* i D – *R. pseudoacacia*, (ANOVA, n=5, *p<0.05, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)



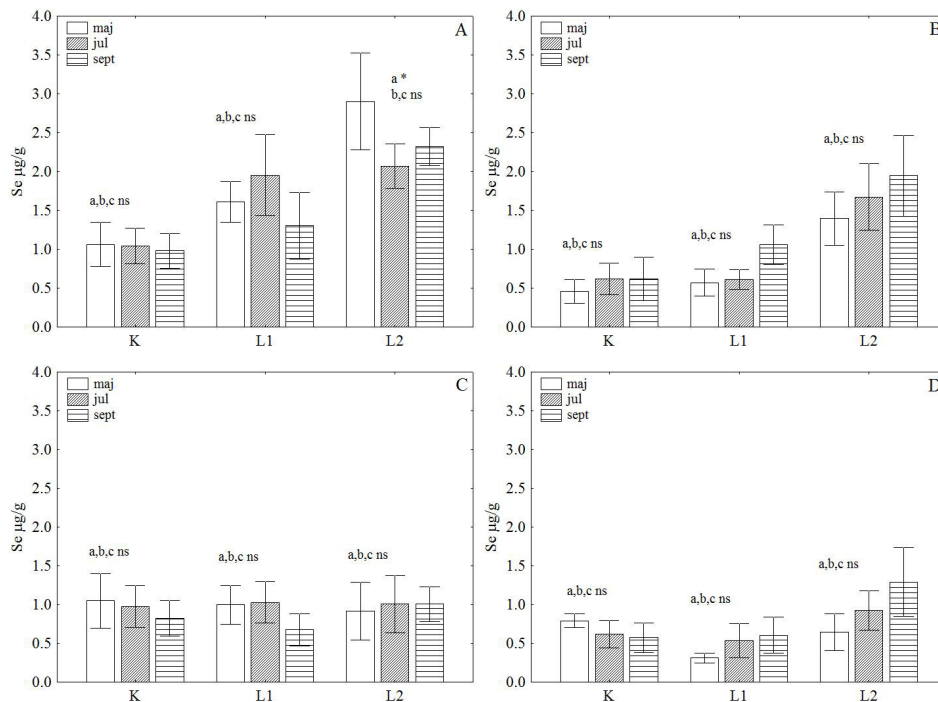
Slika 40. Vremenska dinamika sadržaja Zn u korenu: A – *T. tetrandra*, B – *A. fruticosa*, C – *P. alba* i D – *R. pseudoacacia*, (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)



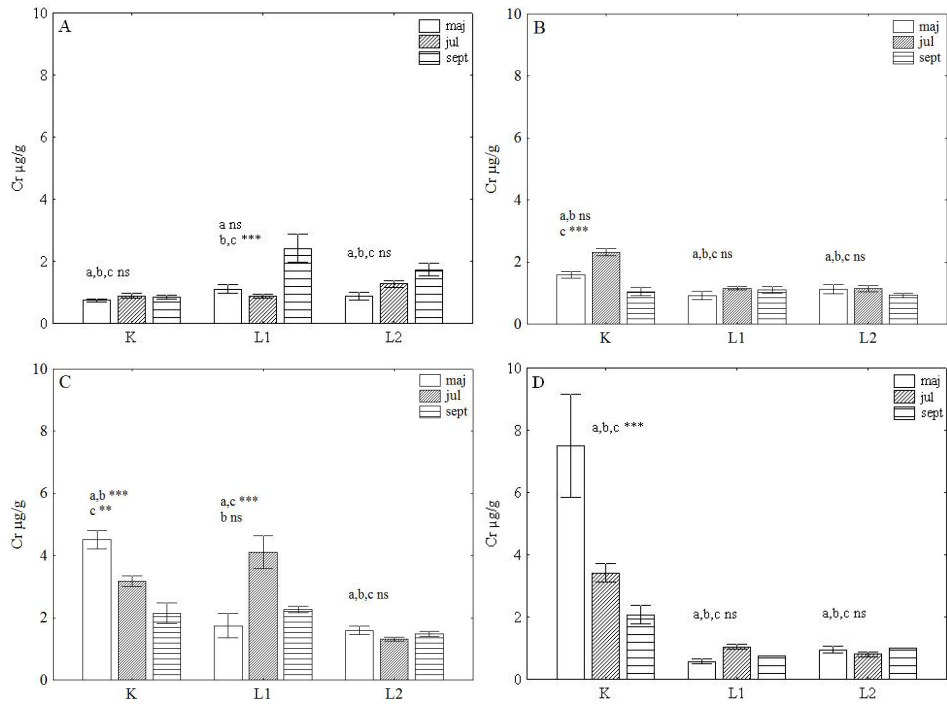
Slika 41. Vremenska dinamika sadržaja Mn u korenu: A – *T. tetrandra*, B – *A. fruticosa*, C – *P. alba* i D – *R. pseudoacacia*, (ANOVA, n=5, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)



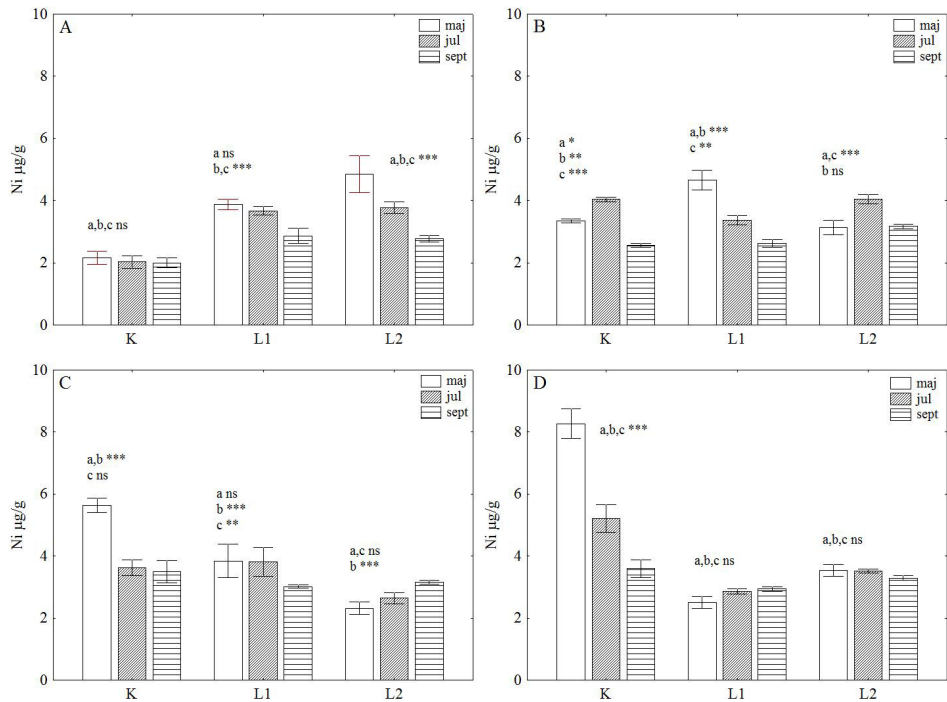
Slika 42. Vremenska dinamika sadržaja Mo u korenu: A – *T. tetrandra*, B – *A. fruticosa*, C – *P. alba* i D – *R. pseudoacacia*, (ANOVA, n=5, *p<0.05, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)



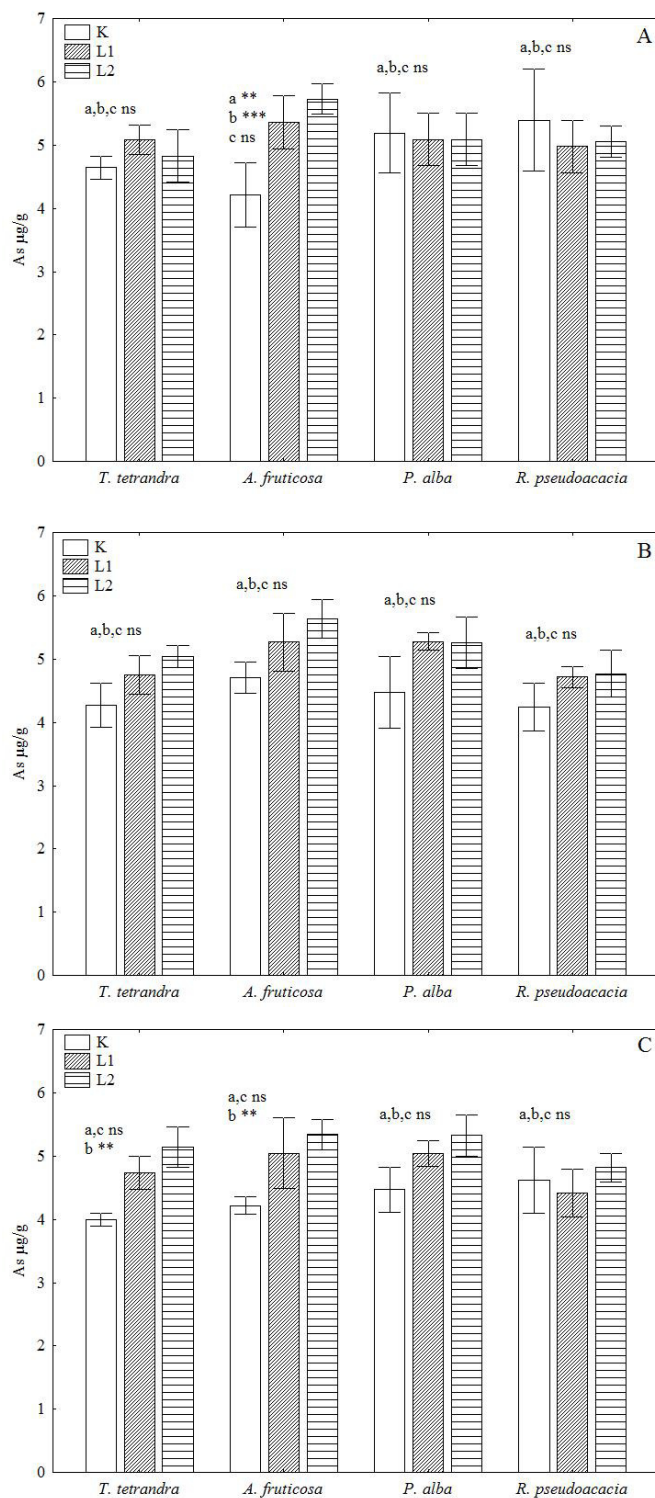
Slika 43. Vremenska dinamika sadržaja Se u korenu: A – *T. tetrandra*, B – *A. fruticosa*, C – *P. alba* i D – *R. pseudoacacia*, (ANOVA, n=5, *p<0.05, ns - nema značajnih razlika)



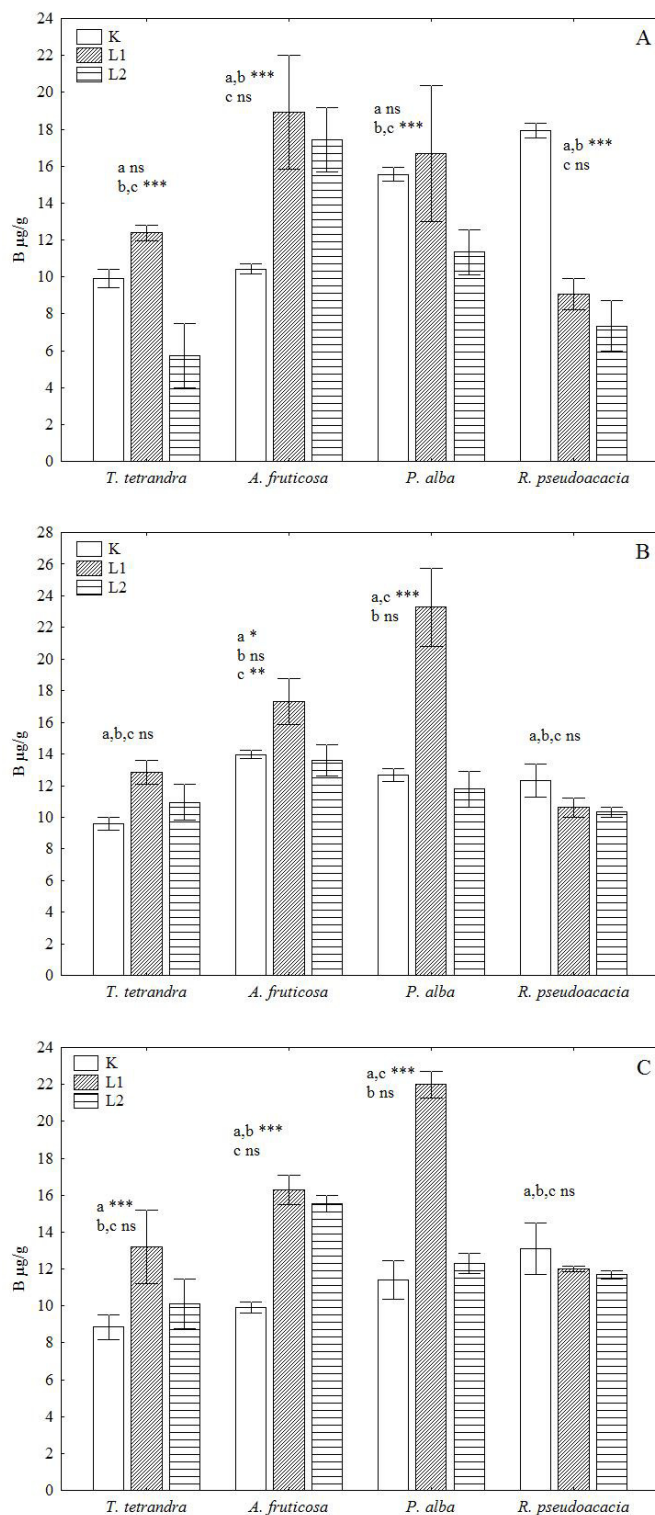
Slika 44. Vremenska dinamika sadržaja Cr u korenu: A – *T. tetrandra*, B – *A. fruticosa*, C – *P. alba* i D – *R. pseudoacacia*, (ANOVA, n=5, **p<0.01, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)



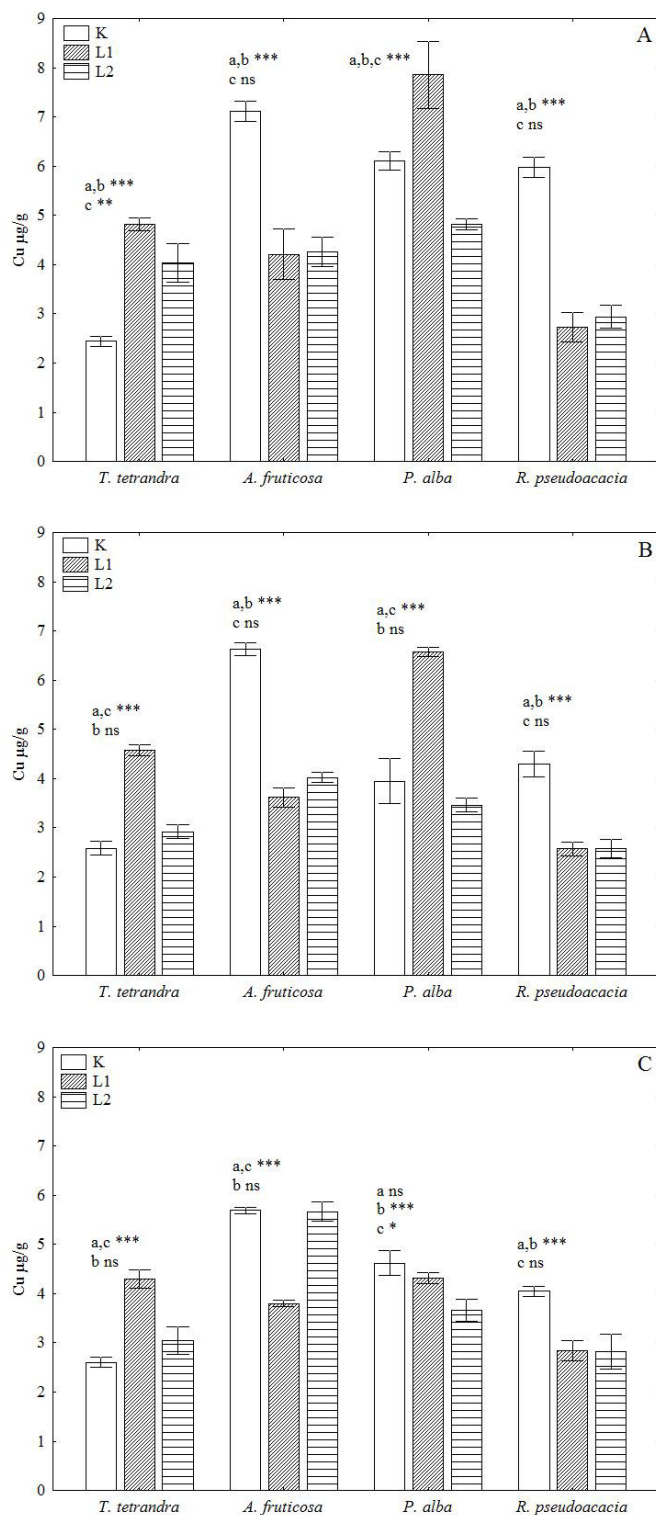
Slika 45. Vremenska dinamika sadržaja Ni u korenu: A – *T. tetrandra*, B – *A. fruticosa*, C – *P. alba* i D – *R. pseudoacacia*, (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)



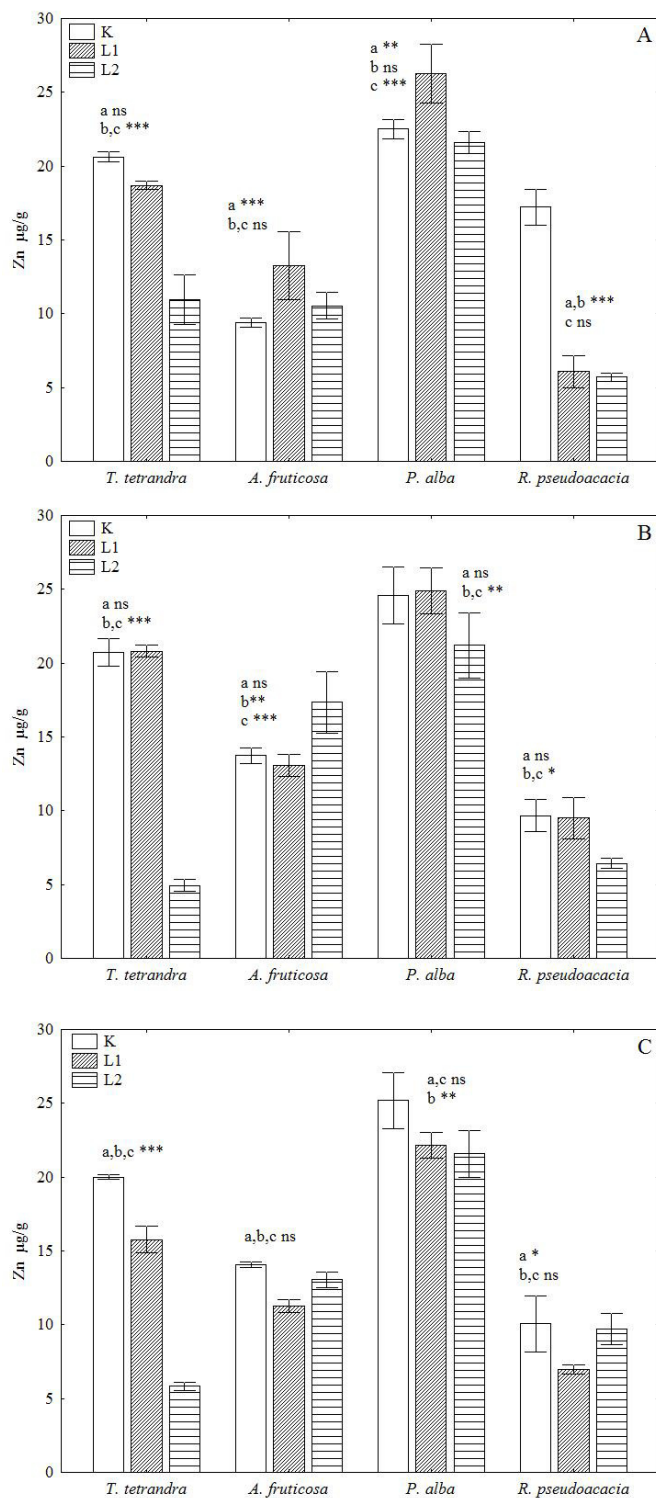
Slika 46. Prostorna dinamika sadržaja arsena u korenu ispitivanih vrsta vrsta biljaka na pasivnim lagunama (L1 i L2) deponije pepela ‘TENT A’ i kontrolnom staništu (K) u A – maju, B – julu i C – septembru (ANOVA, n=5, **p<0.01, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)



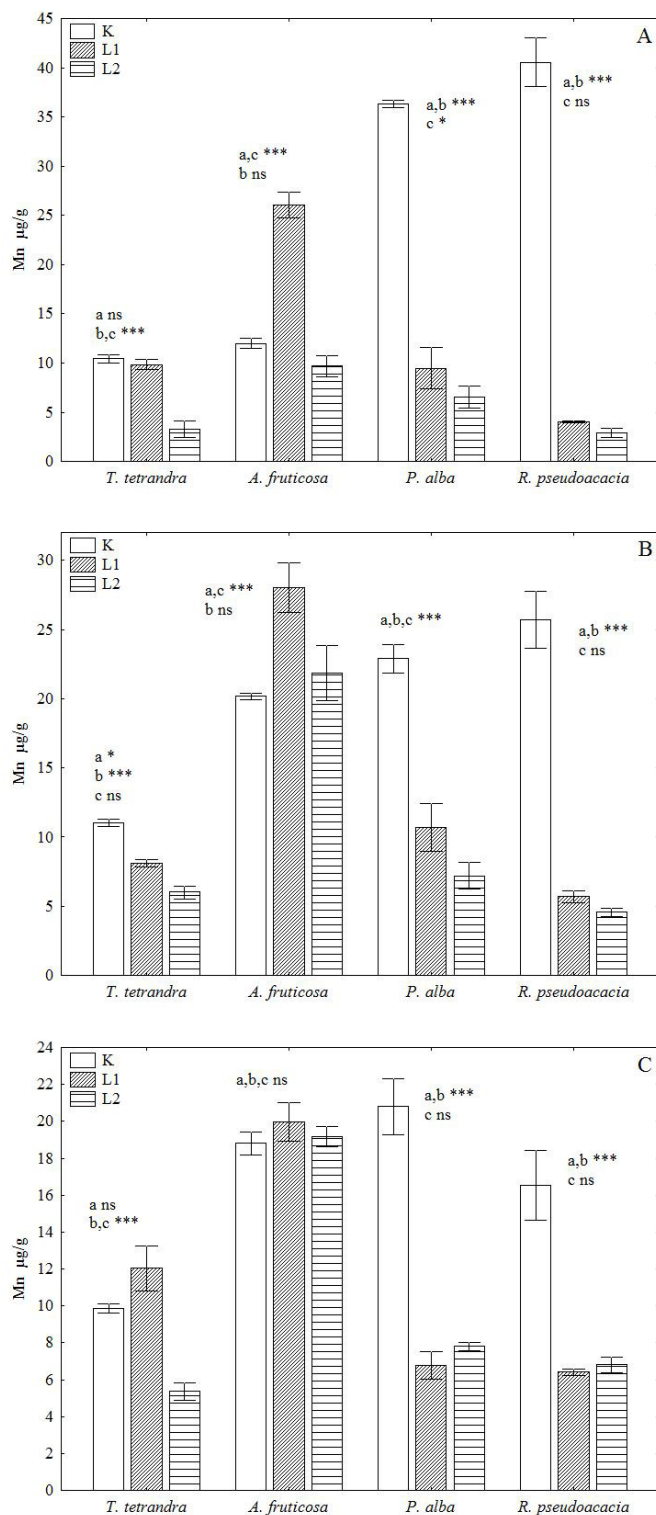
Slika 47. Prostorna dinamika sadržaja bora u korenu ispitivanih vrsta vrsta biljaka na pasivnim lagunama (L1 i L2) deponije pepela 'TENT A' i kontrolnom staništu (K) u A – maju, B – julu i C – septembru (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)



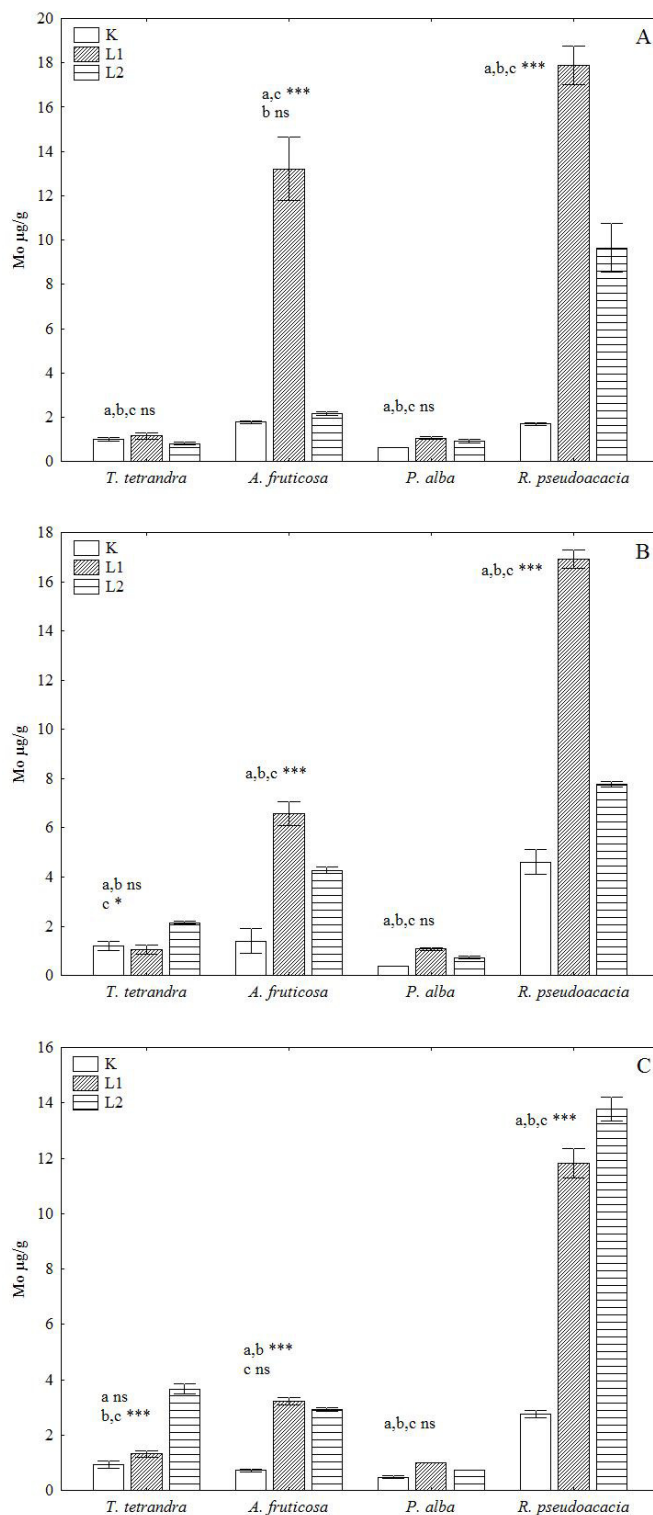
Slika 48. Prostorna dinamika sadržaja bakra u korenu ispitivanih vrsta vrsta biljaka na pasivnim lagunama (L1 i L2) deponije pepela ‘TENT A’ i kontrolnom staništu (K) u A – maju, B – julu i C – septembru (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)



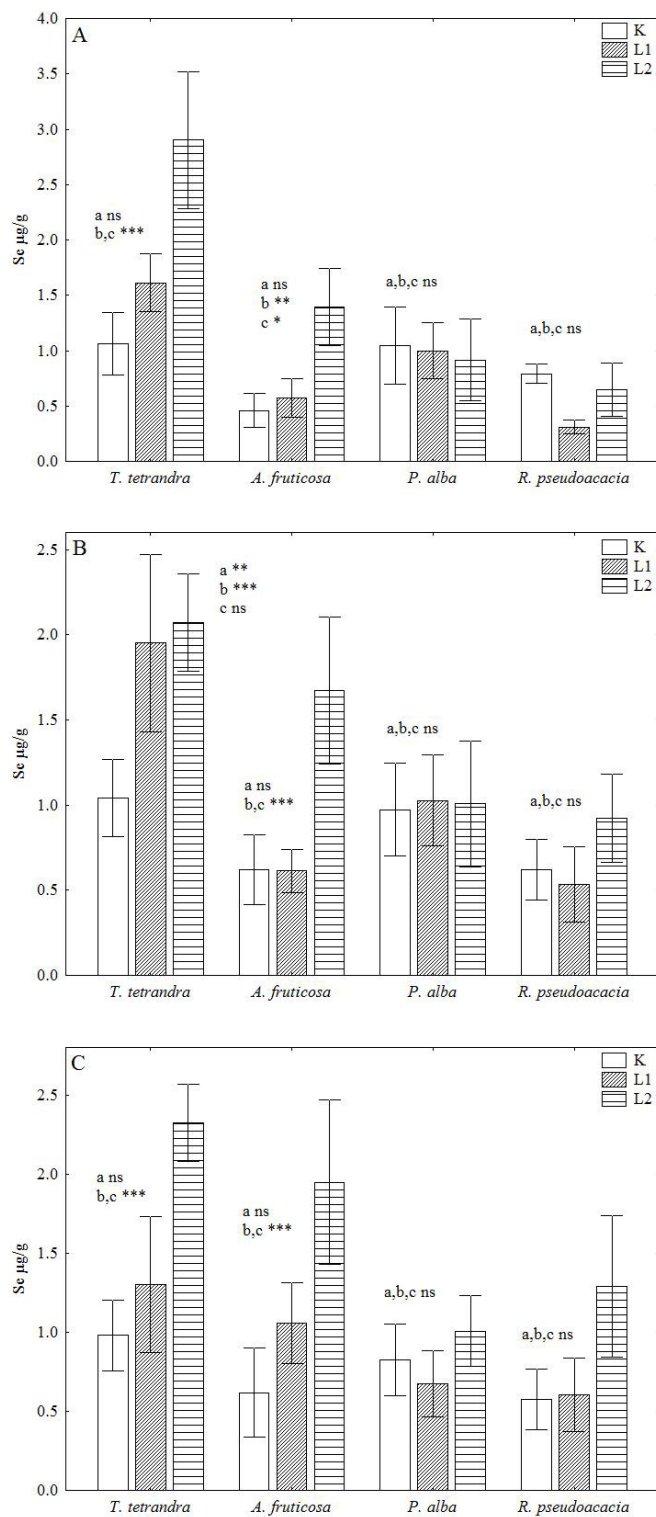
Slika 49. Prostorna dinamika sadržaja cinka u korenu ispitivanih vrsta vrsta biljaka na pasivnim lagunama (L1 i L2) deponije pepela 'TENT A' i kontrolnom staništu (K) u A – maju, B – julu i C – septembru (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)



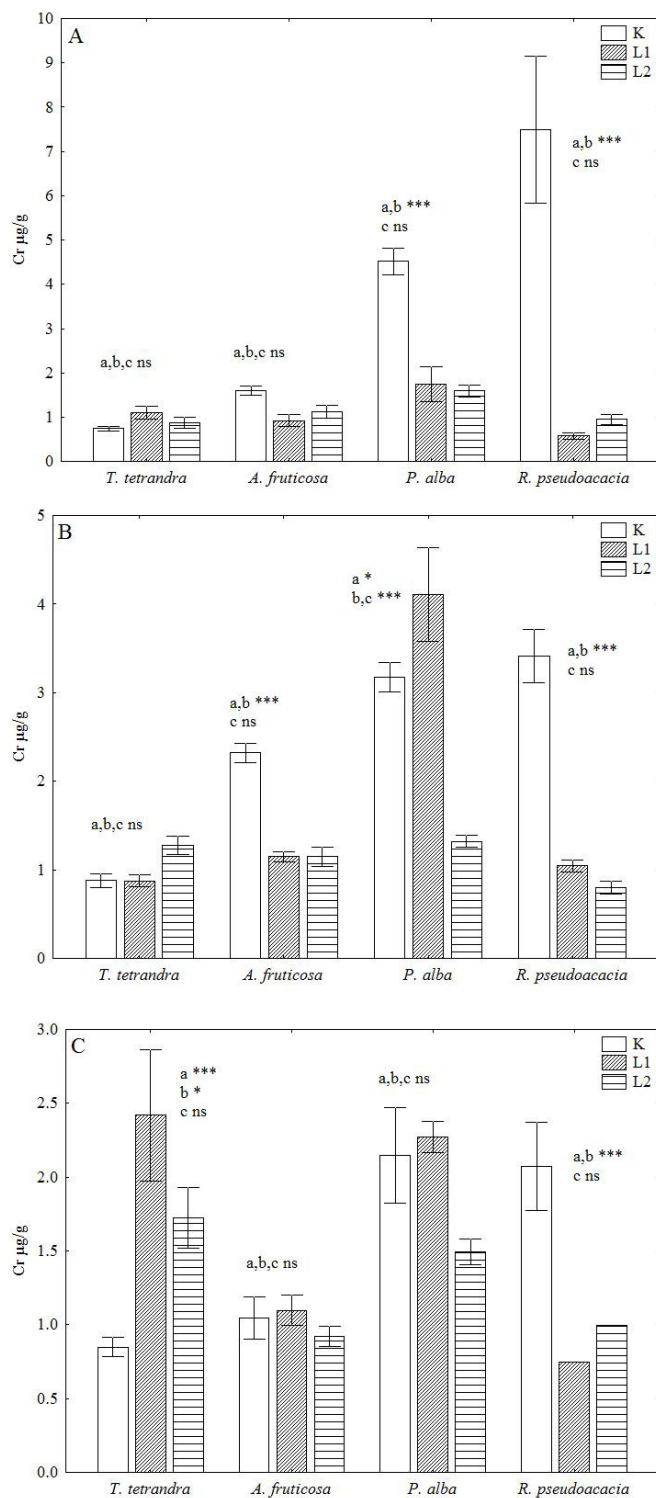
Slika 50. Prostorna dinamika sadržaja mangana u korenu ispitivanih vrsta vrsta biljaka na pasivnim lagunama (L1 i L2) deponije pepela ‘TENT A’ i kontrolnom staništu (K) u A – maju, B – julu i C – septembru (ANOVA, n=5, *p<0.05, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)



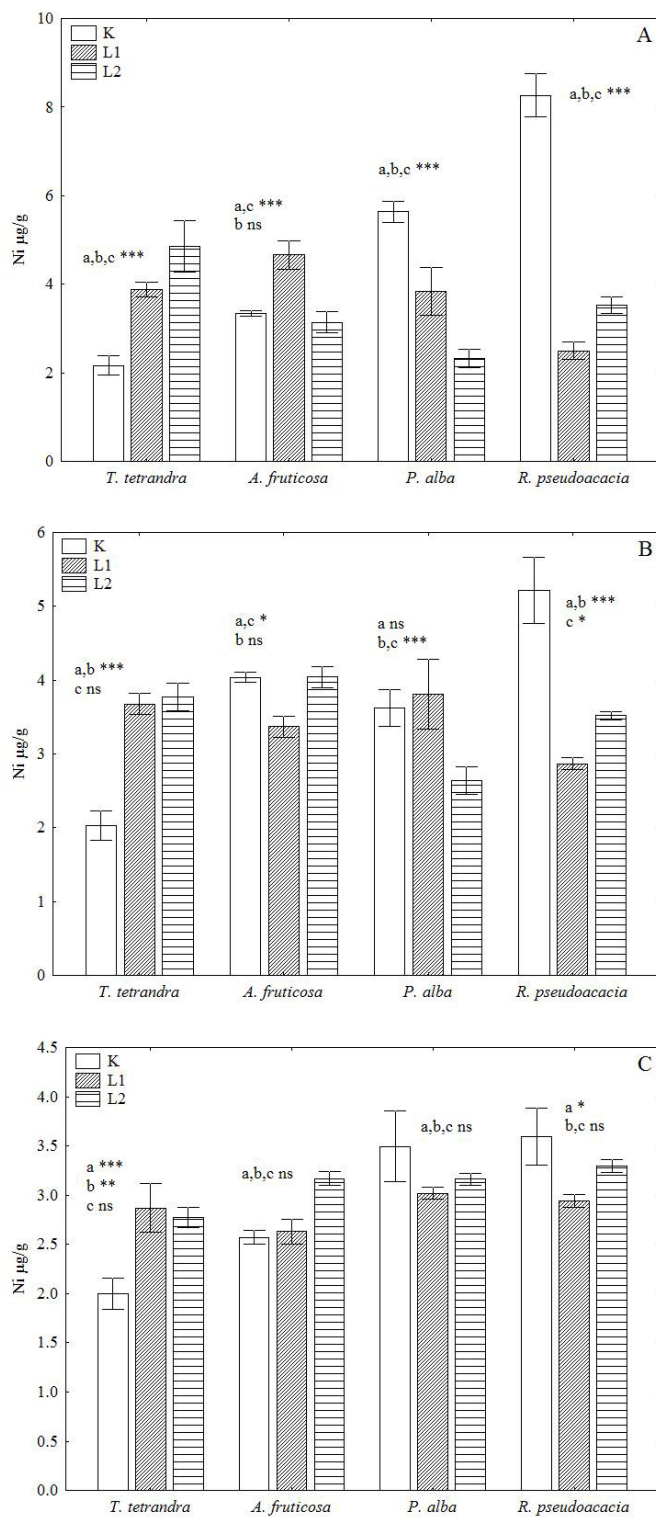
Slika 51. Prostorna dinamika sadržaja molibdena u korenu ispitivanih vrsta vrsta biljaka na pasivnim lagunama (L1 i L2) deponije pepela 'TENT A' i kontrolnom staništu (K) u A – maju, B – julu i C – septembru (ANOVA, n=5, *p<0.05, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)



Slika 52. Prostorna dinamika sadržaja selena u korenu ispitivanih vrsta vrsta biljaka na pasivnim lagunama (L1 i L2) deponije pepela ‘TENT A’ i kontrolnom staništu (K) u A – maju, B – julu i C – septembru (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)



Slika 53. Prostorna dinamika sadržaja hroma u korenu ispitivanih vrsta vrsta biljaka na pasivnim lagunama (L1 i L2) deponije pepela ‘TENT A’ i kontrolnom staništu (K) u A – maju, B – julu i C – septembru (ANOVA, n=5, *p<0.05, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)



Slika 54. Prostorna dinamika sadržaja nikla u korenu ispitivanih vrsta vrsta biljaka na pasivnim lagunama (L1 i L2) deponije pepela 'TENT A' i kontrolnom staništu (K) u A – maju, B – julu i C – septembru (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)

Tabela 29. Razlike u sadržaju arsena u korenu ispitivanih vrsta vrsta biljaka, na pasivnim lagunama deponije pepela ‘TENT A’ (L1 i L2) i kontrolnom staništu (K), tokom sezone (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ns – nema značajnih razlika)

As koren		K				L1				L2					
Vrsta	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R
Maj															
<i>T. tetrandra</i>	4.643 (0.182)	-	ns	ns	ns	5.088 (0.231)	-	ns	ns	ns	4.827 (0.411)	-	ns	ns	ns
<i>A. fruticosa</i>	4.216 (0.511)	ns	-	*	**	5.359 (0.423)	ns	-	ns	ns	5.730 (0.235)	ns	-	ns	ns
<i>P. alba</i>	5.188 (0.633)	ns	*	-	ns	5.088 (0.413)	ns	ns	-	ns	5.088 (0.412)	ns	ns	-	ns
<i>R. pseudoacacia</i>	5.396 (0.807)	ns	**	ns	-	4.978 (0.411)	ns	ns	ns	-	5.058 (0.247)	ns	ns	ns	-
Jul															
<i>T. tetrandra</i>	4.275 (0.346)	-	ns	ns	ns	4.751 (0.305)	-	ns	ns	ns	5.041 (0.168)	-	ns	ns	ns
<i>A. fruticosa</i>	4.710 (0.243)	ns	-	ns	ns	5.266 (0.458)	ns	-	ns	ns	5.643 (0.305)	ns	-	ns	ns
<i>P. alba</i>	4.472 (0.567)	ns	ns	-	ns	5.280 (0.138)	ns	ns	-	ns	5.256 (0.405)	ns	ns	-	ns
<i>R. pseudoacacia</i>	4.241 (0.372)	ns	ns	ns	-	4.716 (0.170)	ns	ns	ns	-	4.769 (0.373)	ns	ns	ns	-
Septembar															
<i>T. tetrandra</i>	3.992 (0.101)	-	ns	ns	ns	4.738 (0.263)	-	ns	ns	ns	5.142 (0.325)	-	ns	ns	ns
<i>A. fruticosa</i>	4.218 (0.138)	ns	-	ns	ns	5.043 (0.557)	ns	-	ns	ns	5.340 (0.235)	ns	-	ns	ns
<i>P. alba</i>	4.468 (0.362)	ns	ns	-	ns	5.041 (0.209)	ns	ns	-	ns	5.327 (0.328)	ns	ns	-	ns
<i>R. pseudoacacia</i>	4.618 (0.519)	ns	ns	ns	-	4.413 (0.379)	ns	ns	ns	-	4.817 (0.226)	ns	ns	ns	-

Tabela 30. Razlike u sadržaju bora u korenu ispitivanih vrsta biljaka, na pasivnim lagunama deponije pepela ‘TENT A’ (L1 i L2) i kontrolnom staništu (K), tokom sezone (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)

B koren		K				L1				L2					
Vrsta	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R
Maj															
<i>T. tetrandra</i>	9.903 (0.490)	-	ns	***	***	12.398 (0.423)	-	***	***	*	5.729 (1.748)	-	***	***	ns
<i>A. fruticosa</i>	10.429 (0.288)	ns	-	***	***	18.917 (3.102)	***	-	ns	***	17.417 (1.750)	***	-	***	***
<i>P. alba</i>	15.563 (0.381)	***	***	-	ns	16.683 (3.666)	***	ns	-	***	11.349 (1.213)	***	***	-	**
<i>R. pseudoacacia</i>	17.937 (0.393)	***	***	ns	-	9.080 (0.850)	*	***	***	-	7.349 (1.385)	ns	***	**	-
Jul															
<i>T. tetrandra</i>	9.590 (0.416)	-	***	ns	ns	12.852 (0.767)	-	***	***	ns	10.956 (1.122)	-	ns	ns	ns
<i>A. fruticosa</i>	13.973 (0.286)	***	-	ns	ns	17.318 (1.443)	***	-	***	***	13.608 (0.995)	ns	-	ns	ns
<i>P. alba</i>	12.690 (0.399)	ns	ns	-	ns	23.285 (2.481)	***	***	-	***	11.782 (1.129)	ns	ns	-	ns
<i>R. pseudoacacia</i>	12.324 (1.042)	ns	ns	ns	-	10.630 (0.606)	ns	***	***	-	10.339 (0.317)	ns	ns	ns	-
Septembar															
<i>T. tetrandra</i>	8.846 (0.665)	-	ns	ns	***	13.215 (1.995)	-	ns	***	ns	10.109 (1.356)	-	***	ns	ns
<i>A. fruticosa</i>	9.908 (0.285)	ns	-	ns	ns	16.283 (0.784)	ns	-	***	***	15.548 (0.436)	***	-	ns	**
<i>P. alba</i>	11.408 (1.036)	ns	ns	ns	ns	21.986 (0.727)	***	***	-	***	12.294 (0.536)	ns	ns	-	ns
<i>R. pseudoacacia</i>	13.114 (1.389)	***	ns	ns	-	11.991 (0.162)	ns	***	***	-	11.681 (0.225)	ns	**	ns	-

Tabela 31. Razlike u sadržaju bakra u korenu ispitivanih vrsta biljaka, na pasivnim lagunama deponije pepela ‘TENT A’ (L1 i L2) i kontrolnom staništu (K), tokom sezone (ANOVA, n=5, **p<0.01, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)

Cu list	Vrsta	K				L1				L2						
		M (SD) [µg/g]	T	A	P	R	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R
Maj																
	<i>T. tetrandra</i>	2.442 (0.103)	-	***	***	***	4.815 (0.133)	-	ns	***	***	4.028 (0.394)	-	ns	**	***
	<i>A. fruticosa</i>	7.110 (0.201)	***	-	***	***	4.212 (0.507)	ns	-	***	***	4.261 (0.302)	ns	-	ns	***
	<i>P. alba</i>	6.110 (0.189)	***	***	-	ns	7.855 (0.677)	***	***	-	***	4.814 (0.113)	**	ns	-	***
	<i>R. pseudoacacia</i>	5.971 (0.206)	***	***	ns	-	2.727 (0.301)	***	***	***	-	2.940 (0.238)	***	***	***	-
Jul																
	<i>T. tetrandra</i>	2.586 (0.134)	-	***	***	***	4.576 (0.109)	-	***	***	***	2.920 (0.141)	-	***	ns	ns
	<i>A. fruticosa</i>	6.633 (0.136)	***	-	***	***	3.618 (0.193)	***	-	***	***	4.020 (0.099)	***	-	ns	***
	<i>P. alba</i>	3.947 (0.456)	***	***	-	ns	6.575 (0.097)	***	***	-	***	3.462 (0.137)	ns	ns	-	***
	<i>R. pseudoacacia</i>	4.291 (0.260)	***	***	ns	-	2.570 (0.143)	***	***	***	-	2.572 (0.185)	ns	***	***	-
Septembar																
	<i>T. tetrandra</i>	2.601 (0.101)	-	***	***	***	4.289 (0.187)	-	ns	ns	***	3.045 (0.286)	-	***	ns	ns
	<i>A. fruticosa</i>	5.690 (0.067)	***	-	***	***	3.798 (0.067)	ns	-	ns	***	5.665 (0.196)	***	-	***	***
	<i>P. alba</i>	4.618 (0.256)	***	***	-	ns	4.317 (0.108)	ns	ns	-	***	3.658 (0.220)	ns	***	-	**
	<i>R. pseudoacacia</i>	4.044 (0.108)	***	***	ns	-	2.842 (0.202)	***	***	***	-	2.820 (0.360)	ns	***	**	-

Tabela 32. Razlike u sadržaju cinka u korenu ispitivanih vrsta biljaka, na pasivnim lagunama deponije pepela ‘TENT A’ (L1 i L2) i kontrolnom staništu (K), tokom sezone (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)

Zn koren	Vrsta	K				L1				L2						
		M (SD) [µg/g]	T	A	P	R	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R
Maj																
	<i>T. tetrandra</i>	20.621 (0.346)	-	***	ns	ns	18.705 (0.291)	-	***	***	***	10.981 (1.688)	-	ns	***	***
	<i>A. fruticosa</i>	9.406 (0.291)	***	-	***	***	13.284 (2.307)	***	-	***	***	10.537 (0.905)	ns	-	***	***
	<i>P. alba</i>	22.522 (0.664)	ns	***	-	***	26.280 (1.990)	***	***	-	***	21.599 (0.768)	***	***	-	***
	<i>R. pseudoacacia</i>	17.213 (1.223)	ns	***	***	-	6.078 (1.114)	***	***	***	-	5.706 (0.269)	***	***	***	-
Jul																
	<i>T. tetrandra</i>	20.736 (0.922)	-	***	**	***	20.805 (0.394)	-	***	***	***	4.941 (0.420)	-	***	***	ns
	<i>A. fruticosa</i>	13.740 (0.542)	***	-	***	***	13.051 (0.750)	***	-	***	**	17.351 (2.071)	***	-	***	***
	<i>P. alba</i>	24.582 (1.949)	**	***	-	***	24.922 (1.554)	***	***	-	***	21.198 (2.180)	***	***	-	***
	<i>R. pseudoacacia</i>	9.680 (1.114)	***	***	***	-	9.506 (1.419)	***	**	***	-	6.418 (0.342)	ns	***	***	-
Septembar																
	<i>T. tetrandra</i>	19.990 (0.154)	-	***	***	***	15.783 (0.920)	-	***	***	***	5.841 (0.281)	-	***	***	***
	<i>A. fruticosa</i>	14.076 (0.206)	***	-	***	***	11.286 (0.441)	***	-	***	***	13.052 (0.545)	***	-	***	*
	<i>P. alba</i>	25.187 (1.909)	***	***	-	***	22.161 (0.894)	***	***	-	***	21.581 (1.585)	***	***	-	***
	<i>R. pseudoacacia</i>	10.061 (1.906)	***	***	***	-	6.981 (0.301)	***	***	***	-	9.706 (1.073)	***	*	***	-

Tabela 33. Razlike u sadržaju mangana u korenu ispitivanih vrsta biljaka, na pasivnim lagunama deponije pepela ‘TENT A’ (L1 i L2) i kontrolnom staništu (K), tokom sezone (ANOVA, n=5, **p<0.01, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)

Mn koren		K				L1				L2					
Vrsta	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R
Maj															
<i>T. tetrandra</i>	10.434 (0.414)	-	ns	***	***	9.842 (0.494)	-	***	ns	***	3.302 (0.840)	-	***	**	ns
<i>A. fruticosa</i>	11.978 (0.500)	ns	-	***	***	26.088 (1.297)	***	-	***	***	9.692 (1.093)	***	-	**	***
<i>P. alba</i>	36.315 (0.343)	***	***	-	***	9.452 (2.108)	ns	***	-	***	6.560 (1.097)	**	**	-	***
<i>R. pseudoacacia</i>	40.572 (2.452)	***	***	***	-	4.052 (0.113)	***	***	***	-	2.940 (0.466)	ns	***	***	-
Jul															
<i>T. tetrandra</i>	11.052 (0.270)	-	***	***	***	8.127 (0.264)	-	***	ns	ns	6.014 (0.463)	-	***	ns	ns
<i>A. fruticosa</i>	20.163 (0.243)	***	-	ns	***	28.024 (1.770)	***	-	***	***	21.847 (2.018)	***	-	***	***
<i>P. alba</i>	22.883 (1.030)	***	ns	-	ns	10.708 (1.722)	ns	***	-	***	7.199 (0.986)	ns	***	-	ns
<i>R. pseudoacacia</i>	25.697 (2.057)	***	***	ns	-	5.689 (0.414)	ns	***	***	-	4.570 (0.311)	ns	***	ns	-
Septembar															
<i>T. tetrandra</i>	9.852 (0.243)	-	***	***	***	12.043 (1.230)	-	***	***	***	5.367 (0.458)	-	***	ns	ns
<i>A. fruticosa</i>	18.818 (0.628)	***	-	ns	ns	19.965 (1.057)	***	-	***	***	19.192 (0.546)	***	-	***	***
<i>P. alba</i>	20.795 (1.510)	***	ns	-	***	6.789 (0.757)	***	***	-	ns	7.815 (0.222)	ns	***	-	ns
<i>R. pseudoacacia</i>	16.527 (1.878)	***	ns	***	-	6.407 (0.178)	***	***	ns	-	6.814 (0.426)	ns	***	ns	-

Tabela 34. Razlike u sadržaju molibdena u korenu ispitivanih vrsta biljaka, na pasivnim lagunama deponije pepela ‘TENT A’ (L1 i L2) i kontrolnom staništu (K), tokom sezone (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)

Mo koren		K				L1				L2					
Vrsta	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R
Maj															
<i>T. tetrandra</i>	0.993 (0.092)	-	ns	ns	ns	1.144 (0.132)	-	***	ns	***	0.800 (0.069)	-	***	ns	***
<i>A. fruticosa</i>	1.774 (0.539)	ns	-	**	ns	13.210 (1.441)	***	-	***	***	2.168 (0.070)	***	-	**	***
<i>P. alba</i>	0.624 (0.001)	ns	**	-	*	1.047 (0.066)	ns	***	-	***	0.923 (0.069)	ns	**	-	***
<i>R. pseudoacacia</i>	1.699 (0.068)	ns	ns	*	-	17.885 (0.861)	***	***	***	-	9.645 (1.098)	***	***	***	-
Jul															
<i>T. tetrandra</i>	1.191 (0.193)	-	ns	ns	***	1.050 (0.190)	-	***	ns	***	2.146 (0.059)	-	***	***	***
<i>A. fruticosa</i>	1.397 (0.502)	ns	-	*	***	6.588 (0.480)	***	-	***	***	4.270 (0.140)	***	-	***	***
<i>P. alba</i>	0.375 (0.000)	ns	*	-	***	1.071 (0.067)	ns	***	-	***	0.722 (0.055)	***	***	-	***
<i>R. pseudoacacia</i>	4.615 (0.522)	***	***	***	-	16.917 (0.360)	***	***	***	-	7.766 (0.099)	***	***	***	-
Septembar															
<i>T. tetrandra</i>	0.946 (0.133)	-	ns	ns	***	1.322 (0.111)	-	***	ns	***	3.669 (0.168)	-	ns	***	***
<i>A. fruticosa</i>	0.724 (0.056)	ns	-	ns	***	3.216 (0.133)	***	-	***	***	2.920 (0.072)	ns	-	***	***
<i>P. alba</i>	0.474 (0.056)	ns	ns	-	***	0.998 (0.002)	ns	***	-	***	0.747 (0.002)	***	***	-	***
<i>R. pseudoacacia</i>	2.771 (0.133)	***	***	***	-	11.816 (0.529)	***	***	***	-	13.778 (0.420)	***	***	***	-

Tabela 35. Razlike u sadržaju selena u korenu ispitivanih vrsta biljaka, na pasivnim lagunama deponije pepela ‘TENT A’ (L1 i L2) i kontrolnom staništu (K), tokom sezone (ANOVA, n=5, **p<0.01, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)

Se koren		K				L1				L2					
Vrsta	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R
Maj															
<i>T. tetrandra</i>	1.061 (0.283)	-	ns	ns	ns	1.614 (0.263)	-	***	ns	***	2.901 (0.621)	-	***	***	***
<i>A. fruticosa</i>	0.460 (0.154)	ns	-	ns	ns	0.571 (0.175)	***	-	ns	ns	1.395 (0.345)	***	-	ns	ns
<i>P. alba</i>	1.047 (0.348)	ns	ns	-	ns	0.998 (0.252)	ns	ns	-	ns	0.917 (0.370)	***	ns	-	ns
<i>R. pseudoacacia</i>	0.792 (0.089)	ns	ns	ns	-	0.310 (0.063)	***	ns	ns	-	0.647 (0.238)	***	ns	ns	-
Jul															
<i>T. tetrandra</i>	1.042 (0.227)	-	ns	ns	ns	1.951 (0.521)	-	***	**	***	2.071 (0.288)	-	ns	***	***
<i>A. fruticosa</i>	0.619 (0.205)	ns	-	ns	ns	0.614 (0.128)	***	-	ns	ns	1.673 (0.430)	ns	-	ns	ns
<i>P. alba</i>	0.974 (0.271)	ns	ns	-	ns	1.028 (0.266)	**	ns	-	ns	1.007 (2.371)	***	ns	-	ns
<i>R. pseudoacacia</i>	0.622 (0.179)	ns	ns	ns	-	0.534 (0.222)	***	ns	ns	-	0.924 (0.257)	***	ns	ns	-
Septembar															
<i>T. tetrandra</i>	0.981 (0.223)	-	ns	ns	ns	1.302 (0.436)	-	ns	ns	ns	2.322 (0.244)	-	ns	***	***
<i>A. fruticosa</i>	0.619 (0.282)	ns	-	ns	ns	1.053 (0.226)	ns	-	ns	ns	1.947 (0.519)	ns	-	**	ns
<i>P. alba</i>	0.823 (0.226)	ns	ns	-	ns	0.675 (0.208)	ns	ns	-	ns	1.008 (0.224)	***	**	-	ns
<i>R. pseudoacacia</i>	0.573 (0.191)	ns	ns	ns	-	0.606 (0.234)	ns	ns	ns	-	1.290 (0.446)	***	ns	ns	-

Tabela 36. Razlike u sadržaju hroma u korenu ispitivanih vrsta biljaka, na pasivnim lagunama deponije pepela ‘TENT A’ (L1 i L2) i kontrolnom staništu (K), tokom sezone (ANOVA, n=5, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)

Cr koren		K				L1				L2					
Vrsta	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R
Maj															
<i>T. tetrandra</i>	0.740 (0.055)	-	ns	***	***	1.101 (0.136)	-	ns	ns	ns	0.876 (0.126)	-	ns	ns	ns
<i>A. fruticosa</i>	1.597 (0.104)	ns	-	***	***	0.922 (0.142)	ns	-	ns	ns	1.121 (0.152)	ns	-	ns	ns
<i>P. alba</i>	4.514 (0.292)	***	***	-	***	1.746 (0.392)	ns	ns	-	***	1.596 (0.137)	ns	ns	-	ns
<i>R. pseudoacacia</i>	7.494 (1.665)	***	***	***	-	0.575 (0.069)	ns	ns	***	-	0.947 (0.111)	ns	ns	ns	-
Jul															
<i>T. tetrandra</i>	0.879 (0.078)	-	***	***	***	0.875 (0.068)	-	ns	***	ns	1.273 (0.104)	-	ns	ns	ns
<i>A. fruticosa</i>	2.320 (0.110)	***	-	ns	***	1.148 (0.054)	ns	-	***	ns	1.148 (0.105)	ns	-	ns	ns
<i>P. alba</i>	3.173 (0.167)	***	ns	-	ns	4.109 (0.532)	***	***	-	***	1.320 (0.067)	ns	ns	-	ns
<i>R. pseudoacacia</i>	3.418 (0.301)	***	***	ns	-	1.048 (0.068)	ns	ns	***	-	0.799 (0.069)	ns	ns	ns	-
Septembar															
<i>T. tetrandra</i>	0.849 (0.066)	-	ns	***	***	2.418 (0.445)	-	***	ns	***	1.722 (0.205)	-	ns	ns	ns
<i>A. fruticosa</i>	1.048 (0.142)	ns	-	***	***	1.099 (0.104)	***	-	***	ns	0.923 (0.069)	ns	-	ns	ns
<i>P. alba</i>	2.147 (0.326)	***	***	-	ns	2.271 (0.108)	ns	***	-	***	1.493 (0.086)	ns	ns	-	ns
<i>R. pseudoacacia</i>	2.072 (0.300)	***	***	ns	-	0.748 (0.002)	***	ns	***	-	0.998 (0.000)	ns	ns	ns	-

Tabela 37. Razlike u sadržaju nikla u korenu ispitivanih vrsta biljaka, na pasivnim lagunama deponije pepela ‘TENT A’ (L1 i L2) i kontrolnom staništu (K), tokom sezone (ANOVA, n=5, **p<0.01, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)

Ni koren		K				L1				L2					
Vrsta	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R
Maj															
<i>T. tetrandra</i>	2.167 (0.211)	-	***	***	***	3.882 (0.164)	-	**	ns	***	4.857 (0.586)	-	***	***	**
<i>A. fruticosa</i>	3.344 (0.059)	***	-	***	***	4.661 (0.325)	**	-	***	***	3.139 (0.239)	***	-	***	ns
<i>P. alba</i>	5.636 (0.233)	***	***	-	***	3.841 (0.544)	ns	***	-	***	2.320 (0.208)	***	***	-	***
<i>R. pseudoacacia</i>	8.269 (0.479)	***	***	***	-	2.501 (0.199)	***	***	***	-	3.538 (0.186)	**	ns	***	-
Jul															
<i>T. tetrandra</i>	2.030 (0.200)	-	***	***	***	3.676 (0.141)	-	ns	ns	***	3.768 (0.188)	-	ns	***	ns
<i>A. fruticosa</i>	4.039 (0.073)	***	-	ns	***	3.369 (0.148)	ns	-	ns	ns	4.045 (0.145)	ns	-	***	ns
<i>P. alba</i>	3.622 (0.250)	***	ns	-	***	3.810 (0.467)	ns	ns	-	***	2.640 (0.181)	***	***	-	***
<i>R. pseudoacacia</i>	5.214 (0.446)	***	***	***	-	2.869 (0.045)	***	ns	***	-	3.521 (0.056)	ns	ns	***	-
Septembar															
<i>T. tetrandra</i>	2.001 (0.157)	-	ns	***	***	2.867 (0.248)	-	ns	ns	ns	2.771 (0.104)	-	ns	ns	ns
<i>A. fruticosa</i>	2.571 (0.068)	ns	-	***	***	2.632 (0.128)	ns	-	ns	ns	3.170 (0.072)	ns	-	ns	ns
<i>P. alba</i>	3.495 (0.358)	***	***	-	ns	3.020 (0.058)	ns	ns	-	ns	3.161 (0.062)	ns	ns	-	ns
<i>R. pseudoacacia</i>	3.595 (0.287)	***	***	ns	-	2.942 (0.069)	ns	ns	ns	-	3.295 (0.068)	ns	ns	ns	-

5.3.2. Sezonska dinamika sadržaja hemijskih elemenata u listovima ispitivanih vrsta biljaka

Razlike u sadržaju hemijskih elemenata (As, B, Cu, Zn, Mn, Mo, Se, Cr i Ni) u listovima ispitivanih biljaka analizirane su na osnovu njihove vremenske (Slike 55-63) i prostorne (Slike 64-72) dinamike. Razlike između vrsta na svakom staništu, prikazane su u Tabelama 39-47. Uočeno je da na razlike u sadržaju svih ispitivanih elemenata značajan uticaj imaju sva tri izabrana faktora varijabilnosti (stanište, sezona i vrsta) ($p < 0.001$), ali da je uticaj staništa najizraženiji. Sledeći faktor po značaju koji utiče na sadržaj svih hemijskih elemenata u listovima je vrsta biljaka, osim za B, na čiju varijabilnost veći uticaj ima sezona (Tabela 38).

Tabela 38. Uticaj faktora varijabilnosti (stanište, sezona i vrste) na razlike u sadržaju hemijskih elemenata u listovima ispitivanih vrsta biljaka

Hemijski element		Stanište	Sezona	Vrsta	Stanište* Sezona	Stanište* Vrsta	Sezona* Vrsta	Stanište* Sezona* Vrsta
As	F	275.21	24.65	126.15	55.81	30.63	16.26	9.28 ***
	p	***	***	***	***	***	***	
B	F	28288.4	14867.7	8882.1	3866.3	4651.1	1500.9	925.4 ***
	p	***	***	***	***	***	***	
Cu	F	2591.2	473.0	3129.2	131.4	1457.8	474.3	383.7 ***
	p	***	***	***	***	***	***	
Zn	F	4448.9	8.3	38593.3	451.6	2213.8	223.2	392.1 ***
	p	***	***	***	***	***	***	
Mn	F	7698.3	1834.7	6880.3	117.4	827.5	678.3	555.2 ***
	p	***	***	***	***	***	***	
Mo	F	8932.57	2304.11	8129.50	816.20	3625.69	948.19	697.05 ***
	p	***	***	***	***	***	***	
Se	F	3256.70	109.66	3988.97	83.46	1161.03	101.02	84.77 ***
	p	***	***	***	***	***	***	
Cr	F	300.74	260.76	755.71	80.76	119.99	68.64	36.41 ***
	p	***	***	***	***	***	***	
Ni	F	1647.5	858.5	3265.7	73.0	823.1	193.0	122.0 ***
	p	***	***	***	***	***	***	

Sadržaj As

U listovima ispitivanih biljaka na K tokom istraživanog perioda, sadržaj As iznosio je za: tamariks 2.376 - 3.874 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 2.879 - 4.003 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 2.740 - 3.883 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 2.082 - 4.384 $\mu\text{g/g}$. Na L1 kretao se: za tamariks 3.113 - 3.986 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 3.247 - 5.549 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 3.497 - 5.113 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 2.356 -

6.127 $\mu\text{g/g}$. Na L2 tokom istraživanog perioda iznosio je: za tamariks 2.988 - 4.251 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 3.497 - 5.254 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 2.794 - 6.231 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 3.754 - 7.994 $\mu\text{g/g}$.

U listovima tamariksa koji raste na staništima K, L1 i L2, sadržaj As se nije menjao tokom sezone. U maju i julu razlike između staništa nisu utvrđene, a u septembru u listovima biljaka koje rastu na K utvrđen je sličan sadržaj As kao na L1, ali manji u odnosu na sadržaj na L2 ($p < 0.05$). Razlike u sadržaju As u listovima tamariksa koji rastu na L1 i L2 nisu utvrđene. U listovima bagrenca, koji raste na staništima K, L1 i L2 nisu utvrđene promene u sadržaju As tokom sezone. U maju sadržaj As u listovima biljaka koje rastu na L1 bio je veći u odnosu na sadržaj kod biljaka sa K ($p < 0.001$) i L2 ($p < 0.05$), dok između biljaka sa K i L2 razlike nisu utvrđene. U julu mesecu sadržaj As u listovima biljaka sa sva tri staništa bio je sličan. U septembru sadržaj As u listovima bagrenca sa obe lagune bio je sličan, ali veći u odnosu na sadržaj kod biljaka sa K ($p < 0.001$). Sadržaj As u listovima bele topole na K i L1 bio je stabilan tokom sezone. Na L2, sadržaj As se povećavao od maja do jula ($p < 0.001$), a zatim se do septembra nije menjao. U maju mesecu najviše As konstatovano je u listovima biljaka na L1, kako u odnosu na biljke sa K ($p < 0.001$), tako i u odnosu na biljke sa L2 ($p < 0.01$), dok je kod biljaka sa L2 sadržaj As bio sličan kao na K. U julu mesecu sadržaj As kod bele topole sa K bio je manji u odnosu na biljke sa L1 ($p < 0.001$) i L2 ($p < 0.001$), a kod biljaka sa L2 veći i u odnosu na L1 ($p < 0.001$). U septembru u listovima bele topole na L2 utvrđeno je više As u odnosu na biljke sa L1 i K ($p < 0.001$), dok razlike između K i L1 nisu utvrđene. U listovima bagrema na K sadržaj As se smanjivao od maja do jula ($p < 0.05$), a onda se do septembra nije menjao. Na L1, sadržaj As se povećavao do jula ($p < 0.05$) i posle se nije menjao do septembra. Na L2 sadržaj As se povećavao tokom čitave sezone ($p < 0.001$). U maju mesecu sadržaj As je bio sličan u listovima bagrema na sva tri staništa. U julu bio je sličan kod biljaka sa obe lagune ali veći u odnosu na K ($p < 0.001$). U septembru sadržaj As u listovima bagrema na K bio je manji u odnosu na biljke sa L1 ($p < 0.001$) i L2 ($p < 0.001$). Na L2, u listovima bagrema utvrđen je veći sadržaj As u odnosu na biljke sa L1 ($p < 0.001$).

Na kontrolnom staništu sve ispitivane vrste su imale sličan sadržaj As u svakom od ispitivanih sezonskih preseka. Na laguni L1 u maju mesecu listovi tamariksa su usvojili manje As u odnosu na bagrenac ($p < 0.001$) i belu topolu ($p < 0.01$), dok sadržaj As u

listovima bagrema nije pokazivao razlike u odnosu na sadržaj ovog elementa kod drugih ispitivanih vrsta. U julu mesecu na L1 najmanje As je izmereno u listovima tamariksa a najviše u listovima bagrema, dok razlike između bagrenca i bele topole nisu utvrđene. U septembru bagrem koji raste na L1 je akumulirao najviše As u listovima u odnosu na ostale ispitivane vrste ($p < 0.001$). Na staništu L2 u maju mesecu sve vrste su usvajale slične količine As. U julu tamariks i bagrenac su usvajali manje As od bele topole i bagrema ($p < 0.001$). U septembru sadržaj As u listovima ispitivanih biljaka koje rastu na L2 se povećavao od tamariksa, preko bagrenca i bele topole do bagrema.

Sadržaj B

U listovima ispitivanih biljaka tokom istraživanog perioda na K sadržaj B iznosio je za: tamariks 24.539 - 37.019 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 18.759 - 25.000 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 11.517 - 42.868 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 20.360 - 50.138 $\mu\text{g/g}$. Na L1 kretao se: za tamariks 31.740 - 42.500 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 96.810 - 414.497 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 161.981 - 505.633 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 104.146 - 431.164 $\mu\text{g/g}$. Na L2 tokom istraživanog perioda iznosio je: za tamariks 32.633 - 108.902 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 35.419 - 134.895 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 94.467 - 208.489 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 77.202 - 339.590 $\mu\text{g/g}$.

U listovima tamariksa sa K, sadržaj B je od maja do jula bio konstantan, a smanjivao se od jula do septembra ($p < 0.001$). Na L1 listovi tamariksa su imali sličan sadržaj B tokom cele sezone, dok se na L2 sadržaj B u listovima tamariksa povećavao od maja do septembra ($p < 0.001$). Sadržaj B u listovima tamariksa u maju i julu bio je sličan na sva tri staništa. U septembru listovi tamariksa na L2 akumulirali su više B u odnosu na listove tamariksa sa K ($p < 0.001$) i L1 ($p < 0.001$). Razlike između K i L1 nisu utvrđene. Sadržaj B u listovima bagrenca na K nije se menjao tokom sezone. U listovima bagrenca koji su rasli na lagunama L1 i L2 sadržaj B se povećavao tokom sezone ($p < 0.001$). U sva tri sezonska preseka najmanje B usvajali su listovi bagrenca koji je rastao na K, a najviše bagrenca koji je rastao na L1 ($p < 0.001$). Sadržaj B u listovima bele topole na kontrolnom staništu povećavao se u prvom delu sezone ($p < 0.001$), dok je u drugom bio konstantan. U listovima bele topole koja je rasla na lagunama L1 i L2 najviše bora je izmereno u septembru mesecu ($p < 0.001$). Najmanje B usvajala je bela topola koja raste na kontrolnom staništu ($p < 0.001$), a najviše bela topola koja raste na L1 ($p < 0.001$). Sadržaj B u listovima bagrema na sva tri ispitivana staništa povećavo se

tokom sezone ($p < 0.001$). Najmanje B usvajio je bagrem koja raste na kontrolnom staništu ($p < 0.001$), a najviše bagrem koja raste na L1 ($p < 0.001$). Samo u julu sadržaj B u listovima bagrema na L1 i L2 bio je sličan.

Na kontrolnom staništu u maju mesecu bela topola usvojila je manje B od tamariksa ($p < 0.001$) i bagrenca ($p < 0.05$). Razlike kod ostalih vrsta nisu utvrđene. U julu, na kontrolnom staništu sadržaj B u listovima bagrenca bio je manji u odnosu na sadržaj u listovima tamariksa ($p < 0.001$) i bele topole ($p < 0.001$), ali sličan kao u listovima bagrema, koji je akumulirao manje B u listovima od bele topole ($p < 0.001$). U septembru tamariks i bagrenac koji rastu na K usvajali su manje B od bele topole i bagrema ($p < 0.001$). Na L1 najmanje B u sva tri sezonska preseka je izmereno u listovima tamariksa ($p < 0.001$), zatim bagrenca ($p < 0.001$), pa bagrema ($p < 0.001$), a najviše bele topole ($p < 0.001$), osim u maju kada je utvrđen sličan sadržaj B u listovima bagrenca i bagrema. Na L2, u maju najmanje B usvajali su listovi tamariksa i bagrenca, zatim bagrema ($p < 0.001$) a najviše bele topole ($p < 0.001$). U julu i septembru sadržaj B u listovima povećavao se od tamariksa, preko bagrenca i bele topole do bagrema kod koga je ustanovljen najveći sadržaj B u listovima.

Sadržaj Cu

Sadržaj Cu u listovima ispitivanih biljaka na K tokom istraživanog perioda iznosio je za: tamariks 4.509 - 7.998 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 6.136 - 9.770 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 4.129 - 7.083 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 4.626 - 5.741 $\mu\text{g/g}$. Na L1 kretao se: za tamariks 11.712 - 18.182 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 4.879 - 9.855 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 7.214 - 12.525 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 5.608 - 7.125 $\mu\text{g/g}$. Na L2 tokom istraživanog perioda iznosio je: za tamariks 7.109 - 11.828 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 8.377 - 12.475 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 7.095 - 10.622 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 4.488 - 6.247 $\mu\text{g/g}$.

U listovima tamariksa sa K u prvom delu sezone sadržaj Cu je bio konstantan, a zatim se smanjivao od jula do septembra ($p < 0.001$). Na L1 i L2 sadržaj Cu u listovima tamariksa povećavao se od maja do jula ($p < 0.001$), a zatim se smanjivao do septembra ($p < 0.001$). Najmanji sadržaj Cu u listovima tamariksa utvrđen je u biljkama sa K ($p < 0.001$), zatim sa L2 ($p < 0.001$), a najveći u listovima biljaka koje rastu na L1 ($p < 0.001$), osim u maju mesecu kada nije bilo razlika u sadržaju Cu u listovima tamariksa sa K i L2. Sadržaj Cu u listovima bagrenca sa K u prvom deli sezone bio je

konstantan, a zatim se smanjivao od jula do septembra ($p < 0.001$). Na L1 smanjivao se tokom čitave sezone ($p < 0.001$). Na L2 sadržaj Cu u listovima bagrenca povećavao se tokom sezone ($p < 0.001$). U maju sadržaj Cu u listovima bagrenca koji raste na K bio je manji u odnosu na bagrenac na L1 ($p < 0.05$), a sličan kao kod bagrenca na L2. U julu i septembru listovi bagrenca koji raste na L1 imali su manji sadržaj Cu u odnosu na K ($p < 0.001$), a na L2 veći u odnosu na K ($p < 0.001$). Sadržaj Cu u listovima bele topole na K povećavao se tokom sezone ($p < 0.001$, $p < 0.01$). Na L1 i L2 najveći sadržaj Cu u listovima bele topole utvrđen je u maju mesecu ($p < 0.001$). Najmanji sadržaj Cu tokom sezone izmeren je u listovima bele topole koja raste na K ($p < 0.001$), zatim bele topole koja raste na L2 ($p < 0.001$), a najviše one koja raste na L1 ($p < 0.001$), osim u julu kada je sadržaj Cu u listovima bele topole sa obe lagune bio sličan. Sadržaj Cu u listovima bagrema na K povećavao se od maja do jula ($p < 0.001$), a zatim je bio konstantan do jeseni. Na L1 i L2 sadržaj Cu u listovima bagrema bio je najveći u maju mesecu ($p < 0.001$). U maju mesecu najmanji sadržaj Cu imali su listovi bagrema na K ($p < 0.001$), dok su biljke koje rastu na lagunama imale sličan sadržaj Cu. U julu i septembru najmanji sadržaj Cu imali su listovi bagrema koji raste na L2. U maju, listovi bagrema na K i L1 imali su sličan sadržaj, dok je u septembru manje Cu bilo u listovima bagrema na K u odnosu na L1.

Na kontrolnom staništu manji sadržaj Cu u maju i julu imali su listovi bele topole i bagrema u odnosu na tamariks i bagrenac ($p < 0.001$). U septembru sadržaj Cu u listovima tamariksa se smanjivao tako da je postao manji u odnosu na sadržaj kod ostalih ispitivanih vrsta ($p < 0.003$). Najveći sadržaj Cu na kontrolnom staništu imali su listovi bagrenca ($p < 0.001$), osim u septembru kada je sadržaj Cu u listovima bagrenca i bele topole bio sličan. Na L1 sadržaj Cu u maju mesecu, bio je najmanji u listovima bagrema zatim bagrenca i tamariksa, a najveći je u listovima bele topole. Sadržaj Cu u listovima tamariksa tokom sezone se povećavao i postao veći u odnosu na ostale ispitivane vrste, a kod bagrenca se smanjivao i postao najmanji ($p < 0.001$). Na L2 najmanji sadržaj Cu imali su listovi bagrema tokom čitave sezone ($p < 0.001$), dok se u listovima bagrenca sadržaj Cu tokom sezone povećavao i u septembru postao veći u odnosu na sve vrste ($p < 0.001$).

Sadržaj Zn

Sadržaj Zn u listovima ispitivanih biljaka na K tokom istraživanog perioda iznosio je za: tamariks 22.795 - 28.264 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 12.984 - 18.375 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 28.153 - 83.313 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 9.910 - 14.959 $\mu\text{g/g}$. Na L1 kretao se: za tamariks 24.143 - 49.600 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 11.774 - 22.699 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 97.388 - 132.541 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 14.610 - 21.423 $\mu\text{g/g}$. Na L2 tokom istraživanog perioda iznosio je: za tamariks 26.828 - 34.736 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 17.013 - 23.006 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 110.375 - 145.359 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 17.491 - 21.989 $\mu\text{g/g}$.

U listovima tamariksa na sva tri staništa sadržaj Zn se povećavao od maja do jula, pa smanjivao do septembra. Ta sezonska variranja bila su najizraženija na L1 ($p < 0.001$). U maju i julu sadržaj Zn u listovima tamariksa bio je najveći na L1 ($p < 0.001$), a najmanji na K ($p < 0.001$). U septembru sadržaj Zn u listovima tamariksa bio je veći samo na L2 u odnosu na K ($p < 0.01$), dok razlike u sadržaju Zn kod biljaka sa laguna nisu konstatovane. Sadržaj Zn u listovima bagrenca povećavao se od maja do jula na K ($p < 0.001$) i na L1 ($p < 0.05$), a zatim na K je ostao konstantan, a na L1 se smanjivao do septembra ($p < 0.001$). Na L2 sadržaj Zn je u listovima bagrenca od maja do jula bio je konstantan, a zatim se smanjivao od jula do septembra ($p < 0.001$). Sadržaj Zn u listovima bagrenca u maju i julu bio je najmanji u biljkama koje rastu na K. List bagrenca sa L1 je u maju je usvajao manje Zn u odnosu na bagrenac sa L2 ($p < 0.01$), dok u julu razlike nisu utvrđene. U septembru, jedinke bagrenca na K i L2 su imale sličan sadržaj Zn u listovima, a na L1 manji i u odnosu na K ($p < 0.01$) i u odnosu na L2 ($p < 0.001$). Sadržaj Zn u listovima bele topole na K povećavao se tokom sezone ($p < 0.001$). Na L1 i L2, listovi bele topole su imali najveći sadržaj Zn u maju ($p < 0.001$). Od maja do jula sadržaj Zn u listovima se smanjivao ($p < 0.001$), pa od jula do septembra povećavao ($p < 0.001$), pri čemu je sadržaj u septembru bio niži u odnosu na početak sezone ($p < 0.001$). Tokom cele sezone sadržaj Zn u listovima bele topole bio je najmanji u biljkama koje rastu na K ($p < 0.001$), a na lagunama manji u listovima biljaka koje rastu na L1 ($p < 0.001$). Sadržaj Zn u listovima bagrema sa K i L2 nije se menjao tokom sezone, dok je u listovima biljaka koje rastu na L1 utvrđeno povećanje sadržaja Zn u julu u odnosu na maj ($p < 0.001$), a zatim održavanje te koncentracije Zn do jeseni. U maju sadržaj Zn u listovima bagrema sa L2 bio je veći u odnosu na sadržaj u listovima biljaka koje rastu na K i L1 ($p < 0.001$). U julu i septembru sadržaj Zn u listovima biljaka

koje rastu na lagunama deponije pepela je bio sličan i manji u odnosu na sadržaj u listovima biljaka na K.

Na kontrolnom staništu sadržaj Zn bio je najmanji u listovima bagrema ($p < 0.001$) i povećavao se preko bagrenca ($p < 0.001$) i tamariksa ($p < 0.001$), do bele topole, u čijim listovima je utvrđen najveći sadržaj Zn ($p < 0.001$). Samo u maju u listovima bagrema i bagrenca sa K utvrđen je sličan sadržaj Zn. Sadržaj Zn u listovima ispitivanih biljaka koje rastu na lagunama deponije pepela imao je isti trend kao kod biljaka na K, s tom razlikom što je sadržaj Zn u listovima bagrema i bagrenca na L1 bio sličan u maju i julu, a na L2 u maju i septembru.

Sadržaj Mn

U listovima ispitivanih biljaka sadržaj Mn na K tokom istraživanog perioda iznosio je za: tamariks 19.830 - 26.895 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 12.244 - 23.000 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 12.706 - 21.099 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 12.491 - 18.972 $\mu\text{g/g}$. Na L1 kretao se: za tamariks 33.576 - 54.081 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 19.008 - 35.512 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 21.501 - 35.375 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 15.984 - 30.383 $\mu\text{g/g}$. Na L2 tokom istraživanog perioda iznosio je: za tamariks 24.017 - 36.276 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 14.768 - 20.745 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 12.447 - 18.764 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 12.888 - 30.155 $\mu\text{g/g}$.

U listovima tamariksa na K i na L2, sadržaj Mn je imao isti trend, odnosno smanjivao se od maja do jula ($p < 0.001$), a zatim povećavao od jula do septembra ($p < 0.001$). U listovima tamariksa na L1 sadržaj Mn se povećavao tokom cele sezone ($p < 0.001$). Tokom cele sezone sadržaj Mn u listovima tamariksa bio je niži na K u odnosu na listove tamariksa sa deponije pepela ($p < 0.001$). Na deponiji listovi tamariksa su imali manji sadržaj Mn na L2 ($p < 0.001$). Na K, sadržaj Mn u listovima bagrenca se povećavao tokom sezone ($p < 0.001$). Na L1 najveći sadržaj Mn listovi bagrenca su imali u maju. Od maja do jula sadržaj Mn se smanjivao ($p < 0.001$), a od jula do septembra je ostao nepromenjen. Na L2 sadržaj Mn se smanjivao od maja do jula ($p < 0.001$), a posle povećavao od jula do septembra ($p < 0.001$). U maju sadržaj mangana u listovima bagrenca bio je najniži na K a najviši na L1 ($p < 0.001$). U julu sadržaj Mn i dalje je bio najviši na L1 ($p < 0.001$), ali je na K bio veći u odnosu na L2 ($p < 0.05$). U septembru u listovima bagrenca sa K utvrđen je veći sadržaj Mn u odnosu na biljke koje su rasle na deponiji ($p < 0.001$), gde su biljke na L1 imale manji sadržaj Mn u odnosu na biljke sa

L2 ($p < 0.001$). Na K sadržaj Mn u listovima bele topole bio je konstantan u prolećnom delu sezone, a od jula do septembra se povećavao ($p < 0.001$). Na L1 i L2 sadržaj Mn u listovima bele topole imao je isti trend. Najveći je bio u maju, zatim se smanjivao do jula ($p < 0.001$), pa povećavao do septembra ($p < 0.001$). Tokom cele sezone sadržaj Mn bio je najveći na L1 ($p < 0.001$). U maju na K je bio manji ($p < 0.001$), u julu sličan, a u septembru veći u odnosu na L2 ($p < 0.001$). Sadržaj Mn u listovima bagrema se povećavao tokom sezone na sva tri staništa ($p < 0.001$). U maju sadržaj Mn u listovima bagrema na K i L2 bio je sličan, ali niži u odnosu na sadržaj na L1 ($p < 0.001$). U julu i avgustu na K listovi bagrema imali su manji sadržaj Mn u odnosu na sadržaj u listovima biljaka sa deponije pepela ($p < 0.001$), gde razlike nisu utvrđene.

Na kontrolnom staništu u maju sadržaj Mn u listovima bagrenca, bele topole i bagrema bio je sličan, ali manji u odnosu na tamariks ($p < 0.001$). U julu najmanji sadržaj Mn utvrđen je u listovima bele topole ($p < 0.001$), a najveći u listovima tamariksa ($p < 0.001$). U listovima bagrema sadržaj Mn je bio manji u odnosu na listove bagremca ($p < 0.05$). U septembru, najveći sadržaj Mn utvrđen je u listovima tamariksa ($p < 0.001$), zatim bagrenca ($p < 0.001$), a u listovima bele topole, veći samo u odnosu na listove bagrema ($p < 0.05$). Na L1 u maju, tamariks, bagrenac i bela topola imali su sličan sadržaj Mn u listovima, koji je bio veći u odnosu na sadržaj u listovima bagrema ($p < 0.001$). U julu najveći sadržaj Mn imali su listovi tamariksa ($p < 0.001$), zatim bele topole ($p < 0.001$), dok su bagrenac i bagrem imali najmanji sadržaj Mn ($p < 0.001$). Na L2 u sva tri sezonska preseka najveći sadržaj Mn u listovima utvrđen je kod tamariksa ($p < 0.001$). U maju manji sadržaj Mn izmeren je u listovima bagrenca ($p < 0.001$), zatim bele topole ($p < 0.001$), a najmanji bagrema ($p < 0.001$). U julu sadržaj Mn u listovima bagrema bio je veći u odnosu na listove bagrenca ($p < 0.001$) i bele topole, gde je utvrđen najmanji sadržaj ($p < 0.001$).

Sadržaj Mo

U listovima ispitivanih biljaka tokom istraživanog perioda sadržaj Mo na K iznosio je za: tamariks 0.625 - 1.127 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 0.499 - 1.001 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 0.372 - 0.501 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 0.250 - 0.501 $\mu\text{g/g}$. Na L1 kretao se: za tamariks 1.623 - 3.859 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 1.247 - 11.976 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 1.120 - 1.377 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 3.873 - 8.866 $\mu\text{g/g}$. Na L2 tokom istraživanog perioda iznosio je: za tamariks 1.374 - 2.002

$\mu\text{g/g}$, bagrenac 2.252 - 4.005 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 0.499 - 0.751 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 7.116 - 14.905 $\mu\text{g/g}$.

U listovima tamariksa sa K sadržaj Mo se nije menjao tokom cele sezone. Na L1 i L2, sadržaj se povećavao od maja do jula ($p < 0.001$), a zatim smanjivao do septembra, kada je na L1 bio manji ($p < 0.001$), a na L2 sličan sadržaju na početku sezone. U sva tri sezonska preseka sadržaj Mo u biljkama sa K bio je manji u odnosu na biljke sa L1 ($p < 0.001$). U maju i julu tamariks sa L2 je imao veći sadržaj Mo u odnosu na biljke sa K ($p < 0.001$), ali manji u odnosu na biljke sa L1 ($p < 0.001$). U septembru listovi tamariksa sa L1 i L2 imali su sličan sadržaj Mo. Sadržaj Mo u listovima bagrenca sa K nije se menjao tokom sezone. Na L1 izuzetno visok sadržaj Mo u maju, smanjivao se do jula ($p < 0.001$), a zatim povećavao do septembra ($p < 0.001$). Na L2 sadržaj Mo u listovima bagrenca se povećavao od maja do jula ($p < 0.01$), a zatim smanjivao do septembra ($p < 0.001$). U sva tri sezonska preseka sadržaj Mo u listovima bagrenca bio je najmanji na K ($p < 0.001$). Na lagunama, u maju i julu veći sadržaj Mo utvrđen je u listovima biljaka sa L1 u odnosu na L2 ($p < 0.001$), dok u septembru razlike nisu utvrđene. Sadržaj Mo u listovima bele topole na sva tri staništa nije se menjao tokom sezone. U sva tri sezonska preseka listovi bele topole sa K i L2 imali su sličan sadržaj Mo koji je bio manji u odnosu na sadržaj u listovima sa L2 ($p < 0.001$). Listovi bagrema na K su imali sličan sadržaj Mo tokom cele sezone. Na L1 i L2, sadržaj Mo je bio najveći u maju i smanjivao se do jula ($p < 0.001$). Od jula do septembra, na L1 se nije manjao, a na L2 sadržaj Mo je nastavio da opada ($p < 0.001$). U sva tri sezonska preseka sadržaj Mo u listovima bagrema bio je najmanji na K ($p < 0.001$), a najveći na L2 ($p < 0.001$).

Na K, listovi bagrenca su u maju imali veći sadržaj Mo od bele topole ($p < 0.01$) i bagrema ($p < 0.05$). U julu listovi tamariksa su imali veći sadržaj Mo od listova bele topole i bagrema ($p < 0.01$), a u septembru od bagrenca, bele topole i bagrema ($p < 0.001$). Na L1, u maju najveći sadržaj imali su listovi bagrenca ($p < 0.001$), zatim bagrema ($p < 0.001$), tamariksa ($p < 0.001$), a najmanji bele topole ($p < 0.001$). U julu, tamariks i bagrem su imali sličan sadržaj Mo, ali veći od bagrema i bele topole ($p < 0.001$). U septembru najveći sadržaj Mo imali su listovi bagrema ($p < 0.001$), zatim bagremca ($p < 0.001$), a najmanji tamariksa i bele topole ($p < 0.001$). Na L2, u sva tri sezonska

preseka najveći sadržaj Mo imali su listovi bagrema ($p < 0.001$), zatim bagremca ($p < 0.001$), pa tamariksa ($p < 0.001$), a najmanji bele topole ($p < 0.001$).

Sadržaj Se

Sadržaj Se u listovima ispitivanih biljaka na K tokom istraživanog perioda iznosio je za: tamariks 0.623 - 1.501 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 0.500 - 1.500 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 0.373 - 1.749 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 0.200 - 0.836 $\mu\text{g/g}$. Na L1 kretao se: za tamariks 5.967 - 11.851 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 0.503 - 1.128 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 1.118 - 2.753 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 0.373 - 1.628 $\mu\text{g/g}$. Na L2 tokom istraživanog perioda iznosio je: za tamariks 10.989 - 22.217 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 1.874 - 3.249 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 2.123 - 4.376 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 1.872 - 3.999 $\mu\text{g/g}$.

U listovima tamariksa sadržaj Se se nije menjao tokom sezone. Na L1 sadržaj Se se povećavao od maja do jula ($p < 0.001$), a zatim smanjivao do septembra ($p < 0.001$). Na L2 sadržaj Se u listovima tamariksa povećavao se tokom cele sezone ($p < 0.001$). Najmanji sadržaj Se imali su listovi tamariksa sa K ($p < 0.001$), a najveći sa L1 ($p < 0.001$). Sadržaj Se u listovima bagrenca na svakom od tri staništa, nije se menjao tokom sezone. Na K i L1 sadržaj Se u listovima bio je sličan, a na L2 veći u odnosu na K ($p < 0.001$) i L1 ($p < 0.001$) u svakom sezonskom preseku. Tokom sezone sadržaj Se u listovima bele topole na K i L1 nije se menjao. Na L2 povećavao se od maja do jula ($p < 0.001$), a onda do septembra ostao je nepromenjen. Listovi bele topole sa K i L1 imali su sličan sadržaj Se tokom cele sezone. Na K2 sadržaj Se u maju i septembru bio je veći u odnosu na sadržaj na K ($p < 0.001$) i L1 ($p < 0.001$), a u julu samo u odnosu na sadržaj na K ($p < 0.001$). Sadržaj Se u listovima bagrema sa K i L1 nije se menjao tokom sezone. Na L2 povećanje sadržaja Se uočeno je samo od jula do septembra ($p < 0.001$). U maju i julu sadržaj Se u listovima bagrema na K i L1 bio je sličan, a na L2 veći u odnosu i na K ($p < 0.001$) i na L1 ($p < 0.001$). U septembru sadržaj Se na K bio je manji od sadržaja na L1 ($p < 0.05$) i L2 ($p < 0.001$), pri čemu je na L2 bio veći u odnosu na sadržaj na L1 ($p < 0.001$).

Na K, sve ispitivane vrste su imale sličan sadržaj Se u listovima tokom sezone. Na L1, u maju najmanji sadržaj Se je izmeren u listovima tamariksa ($p < 0.001$), u listovima bagrema manji sadržaj od bele topole ($p < 0.059$, a sličan kao u listovima bagrenca. U julu i septembru, najveći sadržaj utvrđen je u listovima tamariksa ($p < 0.001$), a bagrem

je kao i u maju imao u listovima manji sadržaj od bele topole ($p < 0.01$; $P < 0.001$), a isti kao bagrenac. Na L2 u sva tri sezonska preseka, najveći sadržaj Se u listovima imao je tamariks ($p < 0.001$). U maju, bela topola je imala veći sadržaj od bagrenca ($p < 0.05$) i bagrema ($p < 0.001$), u julu sve tri vrste su imale sličan sadržaj, a u septembru, bagrem je imao veći sadržaj Se u listovima od bagrenca ($p < 0.05$).

Sadržaj Cr

U listovima ispitivanih vrsta na K sadržaj Cr tokom istraživanog perioda iznosio je za: tamariks 0.622 - 0.876 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 0.250 - 0.500 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 0.249 - 0.501 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 0.250 - 0.375 $\mu\text{g/g}$. Na L1 kretao se: za tamariks 0.497 - 1.120 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 0.376 - 0.627 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 0.623 - 1.246 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 0.249 - 0.625 $\mu\text{g/g}$. Na L2 tokom istraživanog perioda iznosio je: za tamariks 0.500 - 1.625 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 0.250 - 0.501 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 0.496 - 0.873 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 0.374 - 0.500 $\mu\text{g/g}$.

Sadržaj Cr u listovima tamariksa sa K povećavao se od maja do jula ($p < 0.001$), a od jula do septembra je ostao nepromenjen. Na L1 se povećavao od maja do jula ($p < 0.001$), a onda smanjivao do septembra ($p < 0.001$). Na L2 sadržaj Cr u listovima tamariksa se povećavao tokom cele sezone ($p < 0.001$). U maju sadržaj Cr na sva tri staništa bio je sličan. U julu i septembru sadržaj Cr u listovima tamariksa bio je sličan na K i L1. Na L2 u julu je bio veći od sadržaja na K ($p < 0.01$), a sličan kao na L1. U septembru sadržaj Cr u listovima tamariksa na L2 bio je veći u odnosu na sadržaj na K ($p < 0.001$) i L1 ($p < 0.001$). U listovima bagrenca sa K sadržaj Cr se smanjivao od maja do jula ($p < 0.001$) i onda se nije menjao do septembra. Na L1 bio je konstantan tokom cele sezone, a na L2 sadržaj Cr se povećavao od maja do jula i bio konstantan do septembra. U maju listovi bagrenca na K i L1 imali su sličan sadržaj Cr, a na L2 manji u odnosu na sadržaj na K ($p < 0.001$) i L1 ($p < 0.001$). U julu sadržaj Cr na K bio je manji u odnosu na sadržaj na L1 ($p < 0.001$) i L2 ($p < 0.001$), između kojih nije bilo razlike. U septembru sadržaj Cr u listovima bagrenca na L1 bio je veći u odnosu na sadržaj na K ($p < 0.001$) i L2 ($p < 0.01$). Razlika u sadržaju Cr u listovima bagrenca na K i L2 nije utvrđena. Na K sadržaj Cr u listovima bele topole se od maja do septembra postepeno povećavao ($p < 0.05$). Na L1 i L2 od maja do jula sadržaj Cr se povećavao, a od jula do septembra na L1 smanjivao ($p < 0.001$), a na L2 je ostao nepromenjen. Tokom cele

sezone sadržaj Cr u listovima bele topole je bio manji na K u odnosu na L1 i L2 ($p < 0.001$). U maju i julu bio je veći na L1 u odnosu na L2 ($p < 0.001$), dok u septembru razlike između L1 i L2 nisu konstatovane. Na K i L2, sadržaj Cr u listovima bagrema nije se menjao tokom sezone. Na L1 povećavao se od maja do jula ($p < 0.001$) i onda se nije menjao do septembra. U maju i septembru, razlike u sadržaju Cr u listovima bagrema na ispitivanim staništima nisu konstatovane. U julu sadržaj Cr je bio najveći na L1 ($p < 0.001$), a na K i L2 sličan.

Na K, u sva tri sezonska preseka najveći sadržaj Cr utvrđen je u listovima tamariksa ($p < 0.01$; $p < 0.001$). U maju bela topola i bagrem su imali sličan, ali manji sadržaj Cr od bagrenca ($p < 0.001$). U julu listovi bagrenca su imali sličan sadržaj Cr kao i listovi bagrema ali manji od listova bele topole ($p < 0.01$), dok su u septembru sve tri vrste imale sličan sadržaj. Na L1, u maju i julu najveći sadržaj Cr u listovima imala je bela topola ($p < 0.001$). U maju, tamariks i bagrenac su imali sličan sadržaj, a bagrem manji i od tamariksa ($p < 0.001$) i od bagrenca ($p < 0.01$). U julu u listovima bagrenca je utvrđen manji sadržaj u odnosu na listove tamariksa ($p < 0.001$) i bagrema ($p < 0.01$). U septembru tamariks i bela topola su imali sličan sadržaj Cr u listovima, koji je bio veći od sadržaja u listovima bagrenca i bagrema ($p < 0.001$). Na L2 najveći sadržaj Cr utvrđen je u listovima tamariksa u sva tri sezonska preseka ($p < 0.001$). U maju sličan sadržaj Cr utvrđen je i u listovima bele topole, dok su bagrenac i bagrem u sva tri sezonska preseka imali sličan sadržaj Cr koji je bio manji od sadržaja utvrđenog u listovima tamariksa i bele topole ($p < 0.001$)

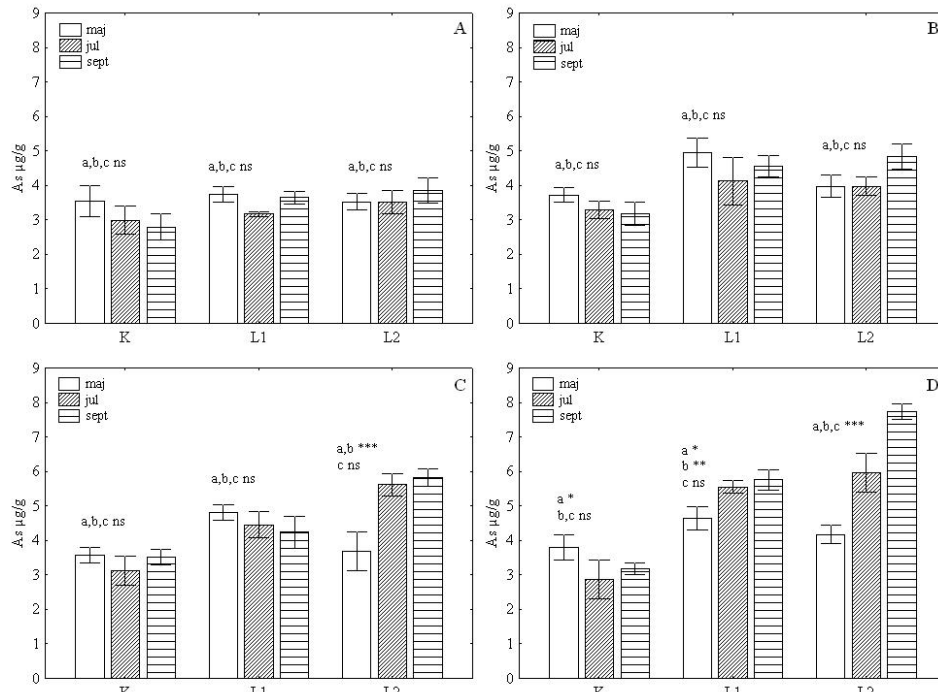
Sadržaj Ni

Sadržaj Ni u listovima ispitivanih biljaka na K tokom istraživanog perioda iznosio je za: tamariks 1.745 - 2.732 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 1.497 - 2.411 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 1.991 - 3.503 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 1.832 - 4.380 $\mu\text{g/g}$. Na L1 kretao se: za tamariks 1.502 - 3.374 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 2.002 - 3.501 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 5.624 - 7.351 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 3.116 - 3.757 $\mu\text{g/g}$. Na L2 tokom istraživanog perioda iznosio je: za tamariks 1.619 - 2.756 $\mu\text{g/g}$, bagrenac 2.874 - 4.255 $\mu\text{g/g}$, belu topolu 3.491 - 5.506 $\mu\text{g/g}$ i bagrem 1.998 - 4.630 $\mu\text{g/g}$.

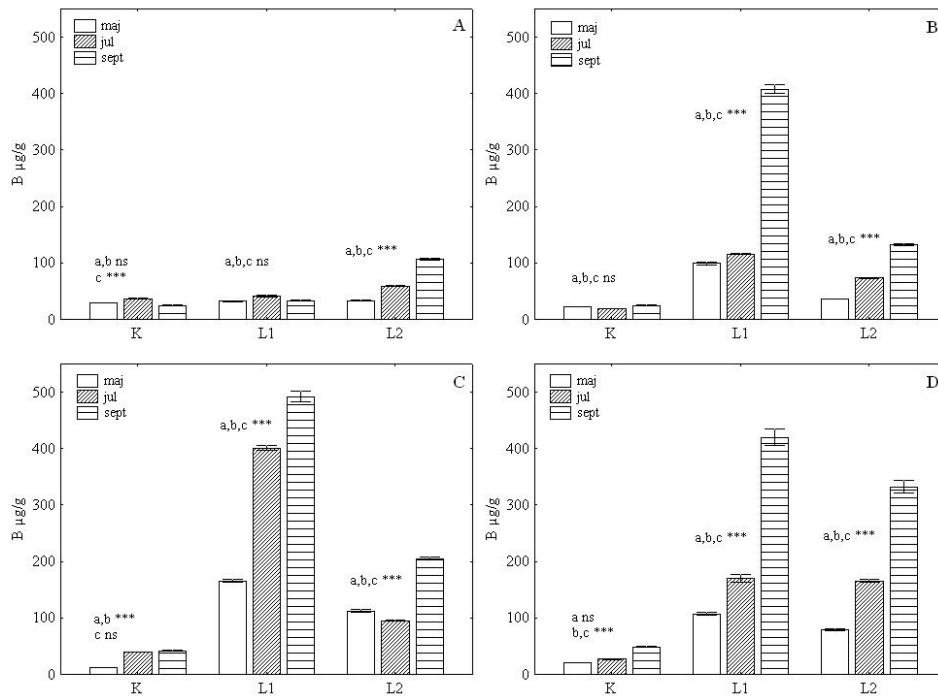
U listovima tamariksa na K sadržaj Ni se povećavao od maja do jula ($p < 0.001$), a od jula do septembra nije se menjao. Na L1 i L2 se povećavao od maja do jula ($p < 0.001$), a

onda se smanjivao do septembra ($p < 0.001$). Sadržaj Ni na K bio je niži u odnosu na sadržaj na L1 ($p < 0.01$), dok je na L2 bio sličan sadržaju na K i L1. U julu na L1 sadržaj Ni je bio veći u odnosu na K ($p < 0.001$) i L2 ($p < 0.001$). U septembru sadržaj Ni u listovima tamariksa na K je bio niži u odnosu na L1 i L2 ($p < 0.001$). Razlika u sadržaju Ni u listovima tamariksa na L1 i L2 nije konstatovana. Na K u prvom delu sezone, sadržaj Ni u listovima bagrenca bio je konstantan, a od jula do septembra se smanjivao ($p < 0.001$). Na L1 i L2 sadržaj Ni se povećavao od maja do jula ($p < 0.001$), a onda od jula do septembra se smanjivao ($p < 0.001$). U sva tri sezonska preseka sadržaj Ni je bio najmanji na K ($p < 0.001$), a najveći na L2 ($p < 0.001$). Sadržaj Ni u listovima bele topole na K od maja do jula se povećavao ($p < 0.001$), a od jula do septembra se smanjivao ($p < 0.001$). Na L1 se smanjivao tokom cele sezone ($p < 0.001$), a na L2 od maja do jula je bio konstantan, a od jula do septembra se smanjivao ($p < 0.001$). U sva tri sezonska preseka sadržaj Ni u listovima bele topole bio je najmanji na K ($p < 0.001$), a najveći na L1 ($p < 0.001$). U listovima bagrema sadržaj Ni na K i L2 se smanjivao tokom sezone ($p < 0.001$). Na L2 se smanjivao od maja od jula ($p < 0.001$), a od jula do septembra se povećavao ($p < 0.001$). U maju, sadržaj Ni u listovima bagrema na K i L2 je bio sličan, ali veći u odnosu na L1. U julu sadržaj Ni na L1 i L2 bio je sličan, ali manji u odnosu na K ($p < 0.001$). U septembru sadržaj je na K i L2 bio sličan, kao i u maju, ali za razliku od maja manji u odnosu na sadržaj na L1 ($p < 0.001$).

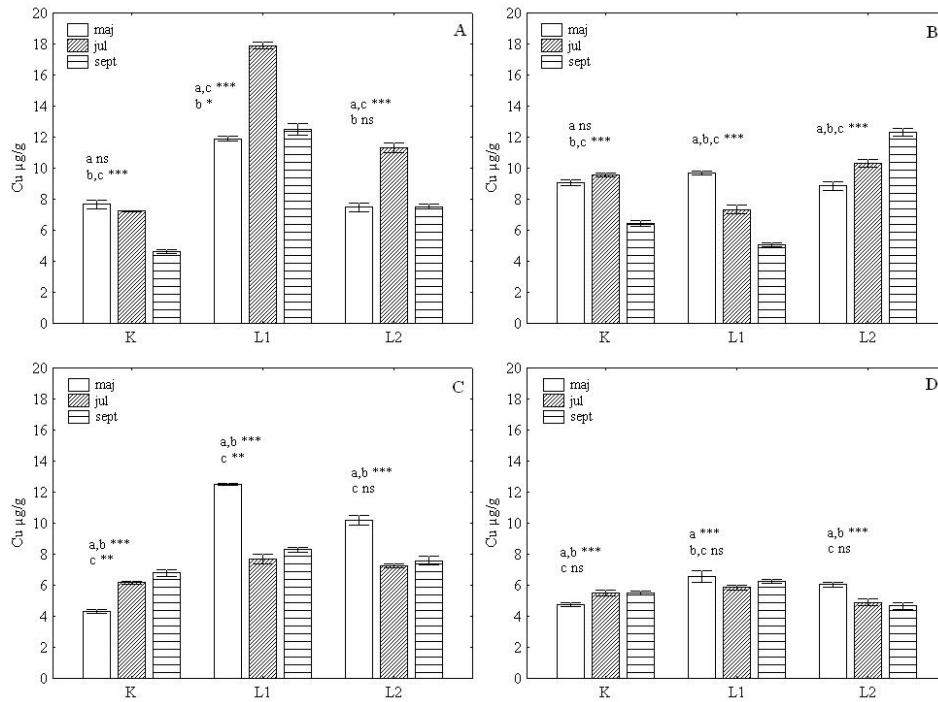
Na K u maju najveći sadržaj Ni izmeren je u listovima bagrema ($p < 0.001$). Bagrenac i bela topola su imali sličan sadržaj Ni u listovima, dok je tamariks imao slično Ni kao bela topola, ali manje od bagrenca ($p < 0.05$). U julu najveći sadržaj Ni izmeren je u listovima bele topole ($p < 0.001$). U septembru najveći sadržaj su imale bela topola i tamariks ($p < 0.001$), zatim bagrem ($p < 0.001$), a najmanji bagrenac ($p < 0.001$). Na L1 u sva tri sezonska preseka najveći sadržaj Ni su imali listovi bele topole ($p < 0.001$). U maju i septembru sadržaj Ni se smanjivao od bagrema, preko bagrenca, do tamariksa ($p < 0.001$), dok u julu razlike nisu utvrđene. I na L2 najveći sadržaj Ni u listovima u sva tri sezonska preseka je imala bela topola, a najmanji tamariks ($p < 0.001$). U maju u listovima bagrema je izmereno više, a u julu i septembru manje Ni u odnosu na bagrenac ($p < 0.001$).



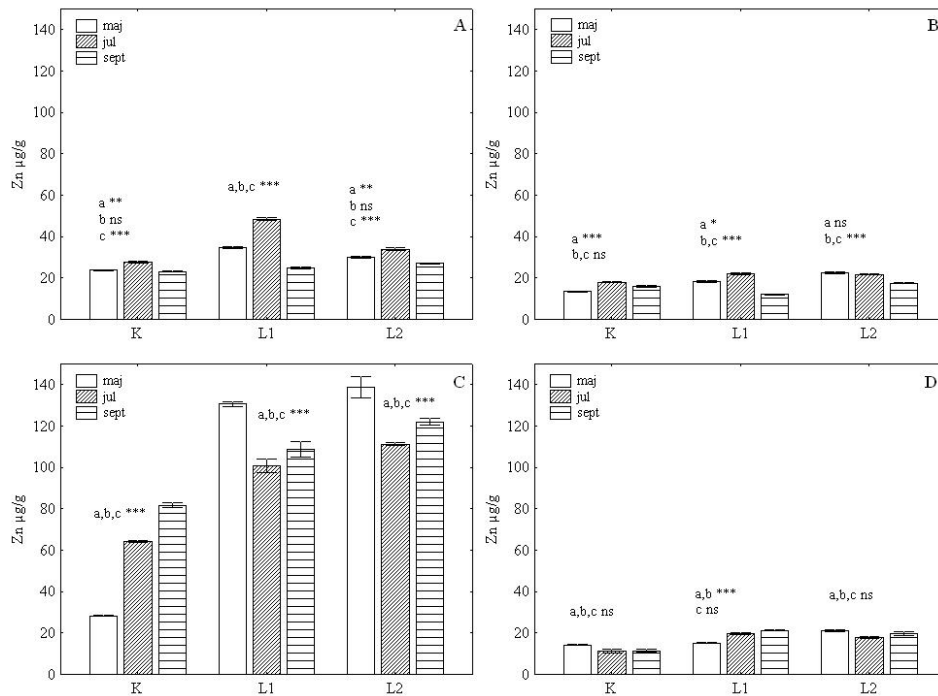
Slika 55. Vremenska dinamika sadržaja As u listovima A – *T. tetrandra*, B – *A. fruticosa*, C – *P. alba* i D – *R. pseudoacacia*, na K, L1 i L2, (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)



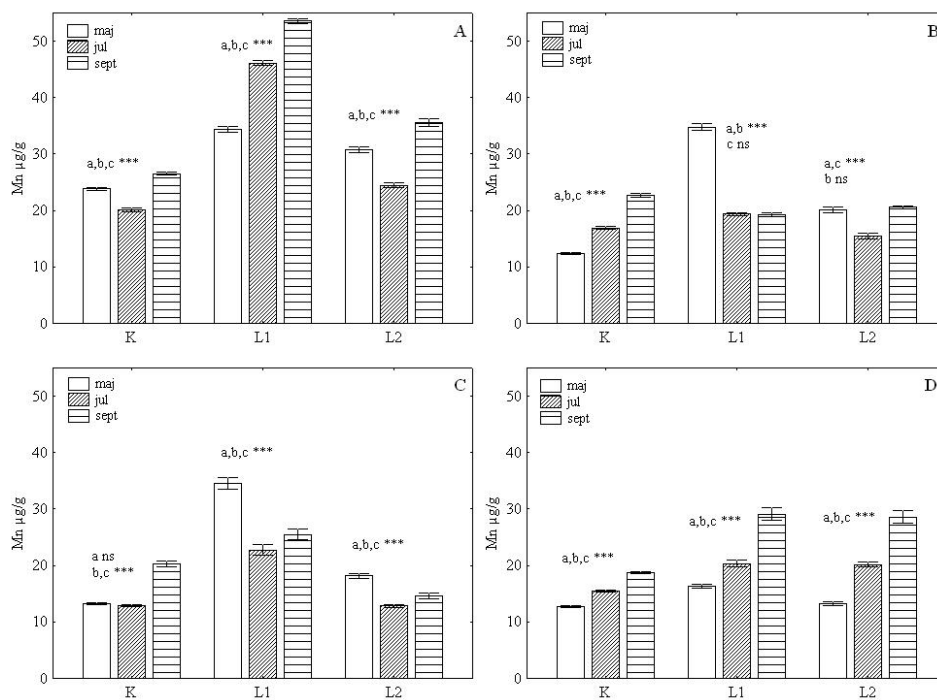
Slika 56. Vremenska dinamika sadržaja B u listovima A – *T. tetrandra*, B – *A. fruticosa*, C – *P. alba* i D – *R. pseudoacacia*, na K, L1 i L2, (ANOVA, n=5, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)



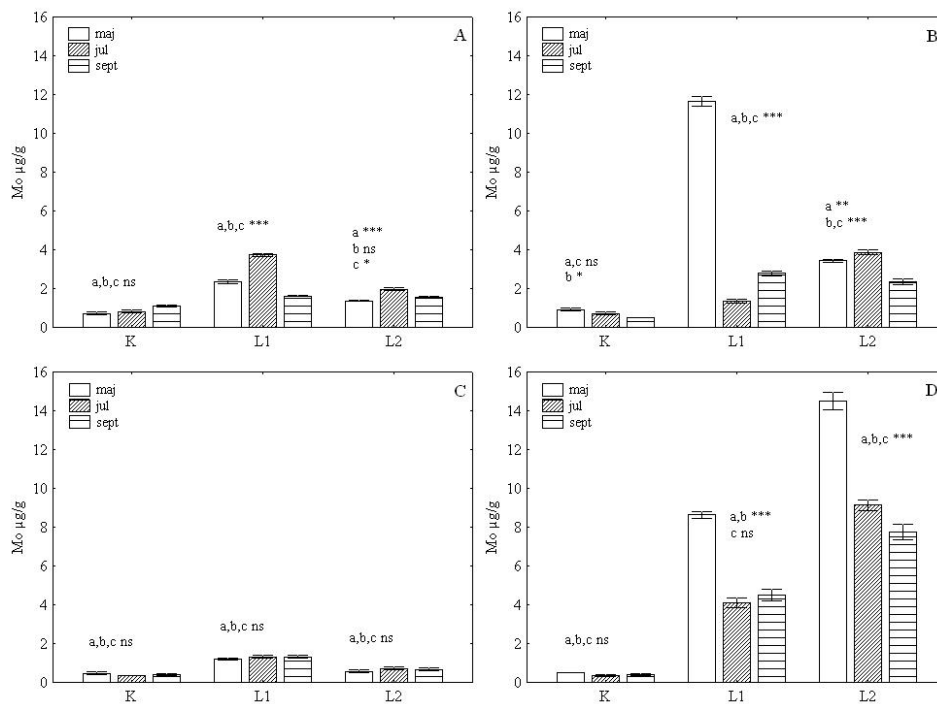
Slika 57. Vremenska dinamika sadržaja Cu u listovima A – *T. tetrandra*, B – *A. fruticosa*, C – *P. alba* i D – *R. pseudoacacia*, na K, L1 i L2, (ANOVA, $n=5$, $*p<0.05$, $**p<0.01$, $***p<0.001$, ns - nema značajnih razlika)



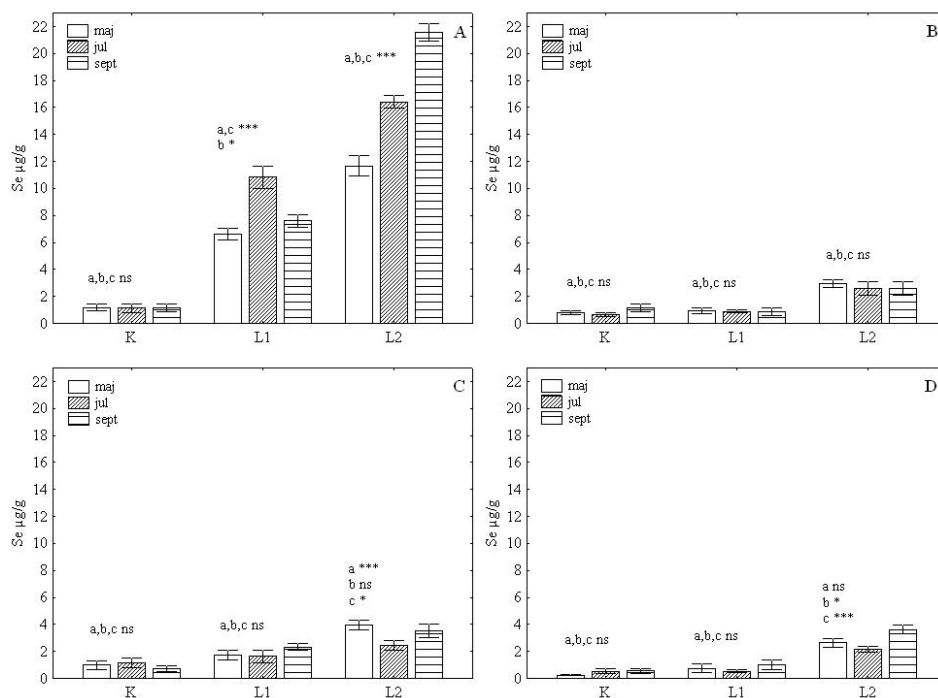
Slika 58. Vremenska dinamika sadržaja Zn u listovima A – *T. tetrandra*, B – *A. fruticosa*, C – *P. alba* i D – *R. pseudoacacia*, na K, L1 i L2, (ANOVA, $n=5$, $*p<0.05$, $**p<0.01$, $***p<0.001$, ns - nema značajnih razlika)



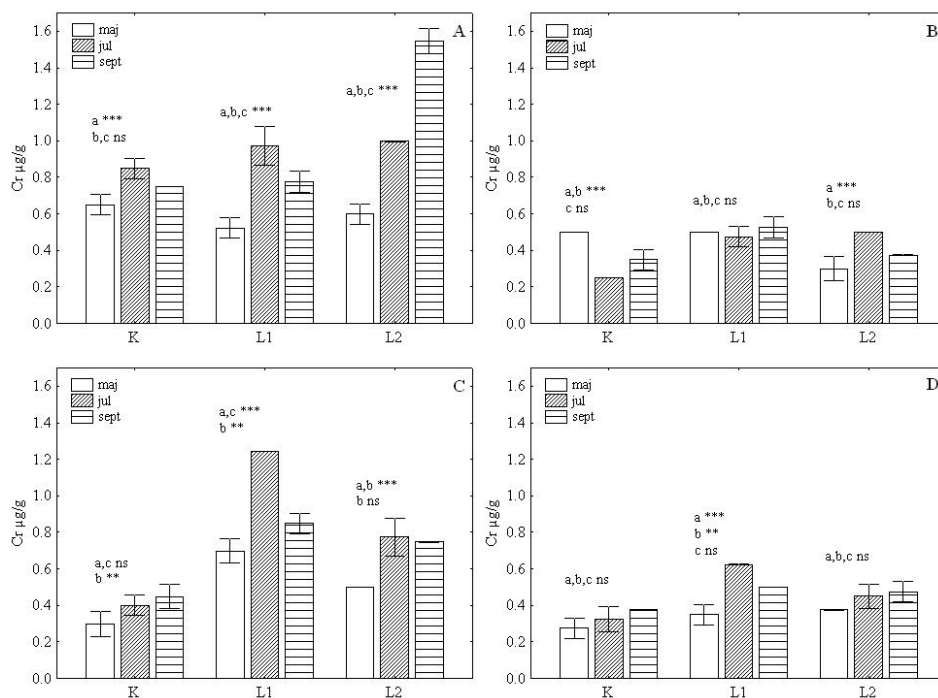
Slika 59. Vremenska dinamika sadržaja Mn u listovima A – *T. tetrandra*, B – *A. fruticosa*, C – *P. alba* i D – *R. pseudoacacia*, na K, L1 i L2, (ANOVA, n=5, ***p<0.001, ns-nema značajnih razlika)



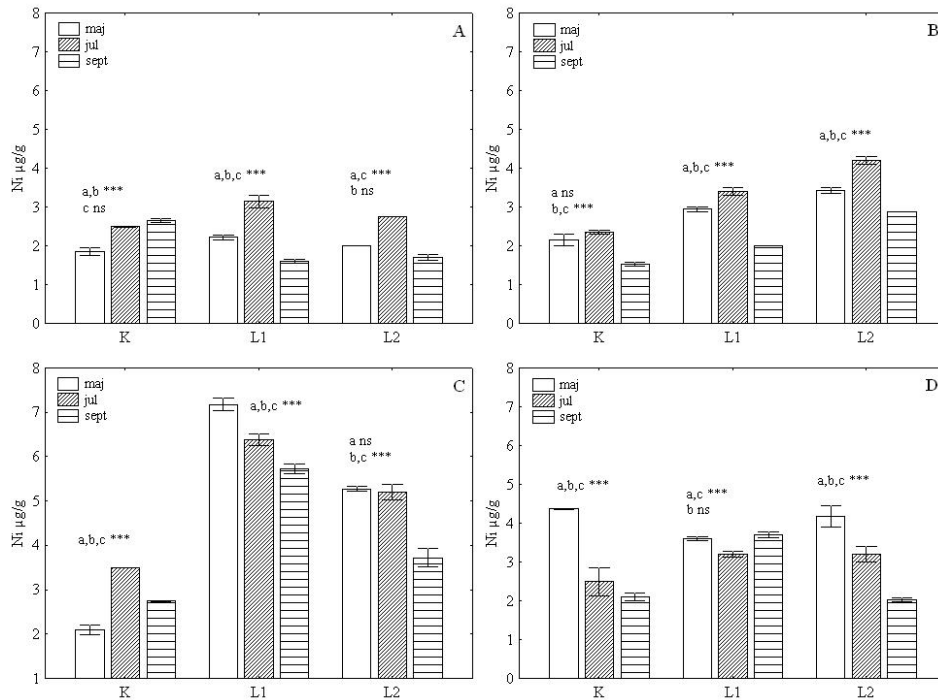
Slika 60. Vremenska dinamika sadržaja Mo u listovima A – *T. tetrandra*, B – *A. fruticosa*, C – *P. alba* i D – *R. pseudoacacia*, na K, L1 i L2, (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)



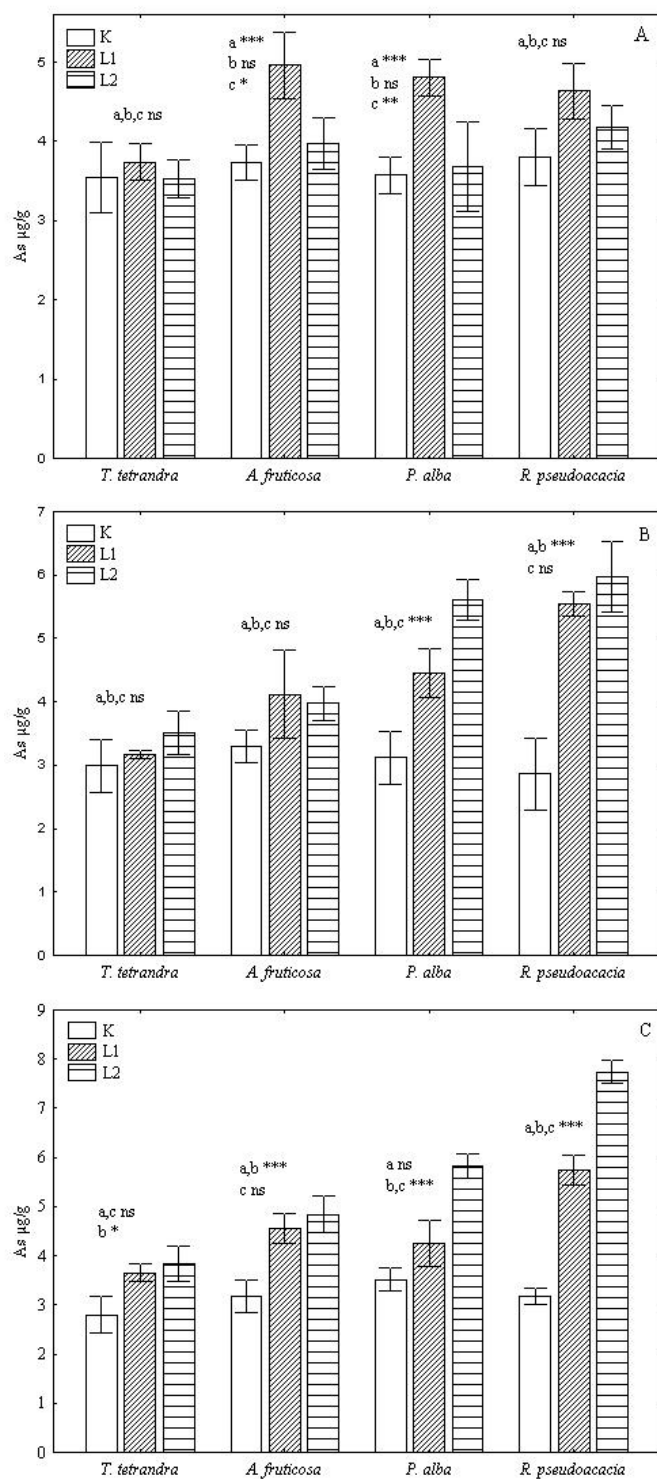
Slika 61. Vremenska dinamika sadržaja Se u listovima A – *T. tetrandra*, B – *A. fruticosa*, C – *P. alba* i D – *R. pseudoacacia*, na K, L1 i L2, (ANOVA, $n=5$, $*p<0.05$, $***p<0.001$, ns - nema značajnih razlika)



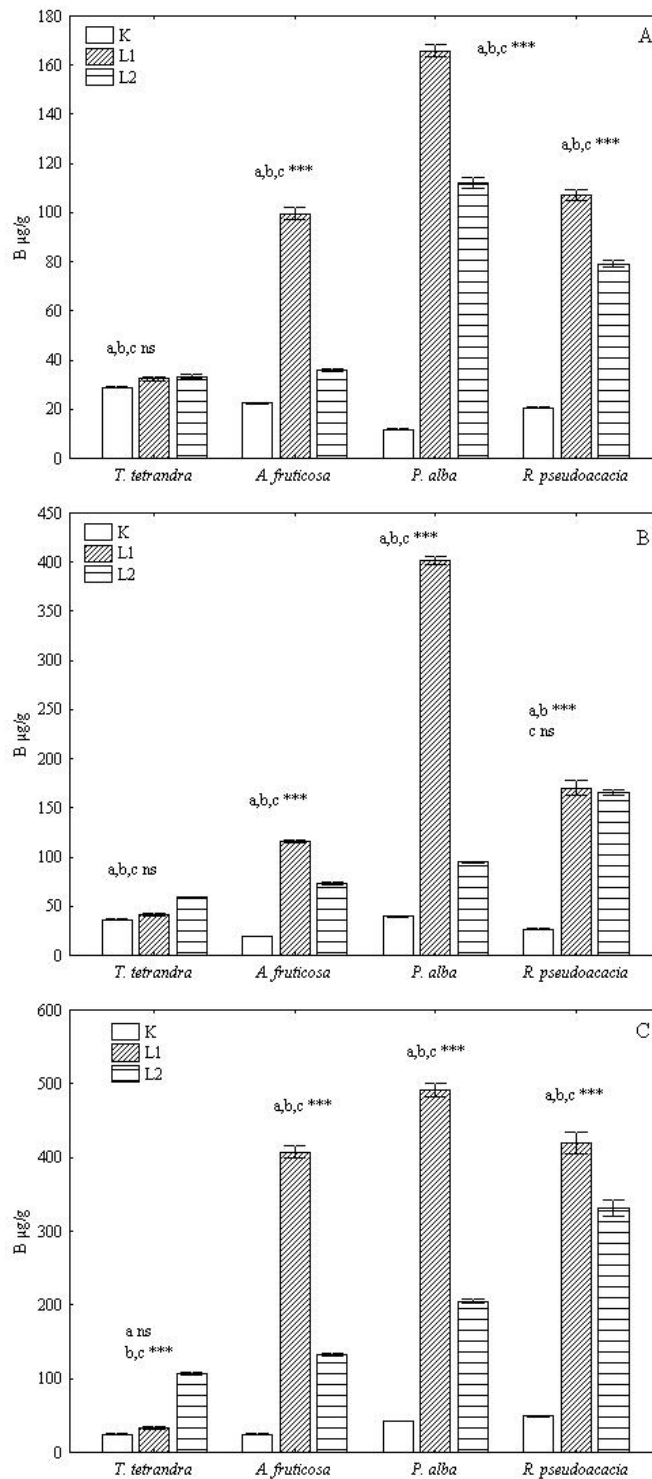
Slika 62. Vremenska dinamika sadržaja Cr u listovima A – *T. tetrandra*, B – *A. fruticosa*, C – *P. alba* i D – *R. pseudoacacia*, na K, L1 i L2, (ANOVA, $n=5$, $**p<0.01$, $***p<0.001$, ns - nema značajnih razlika)



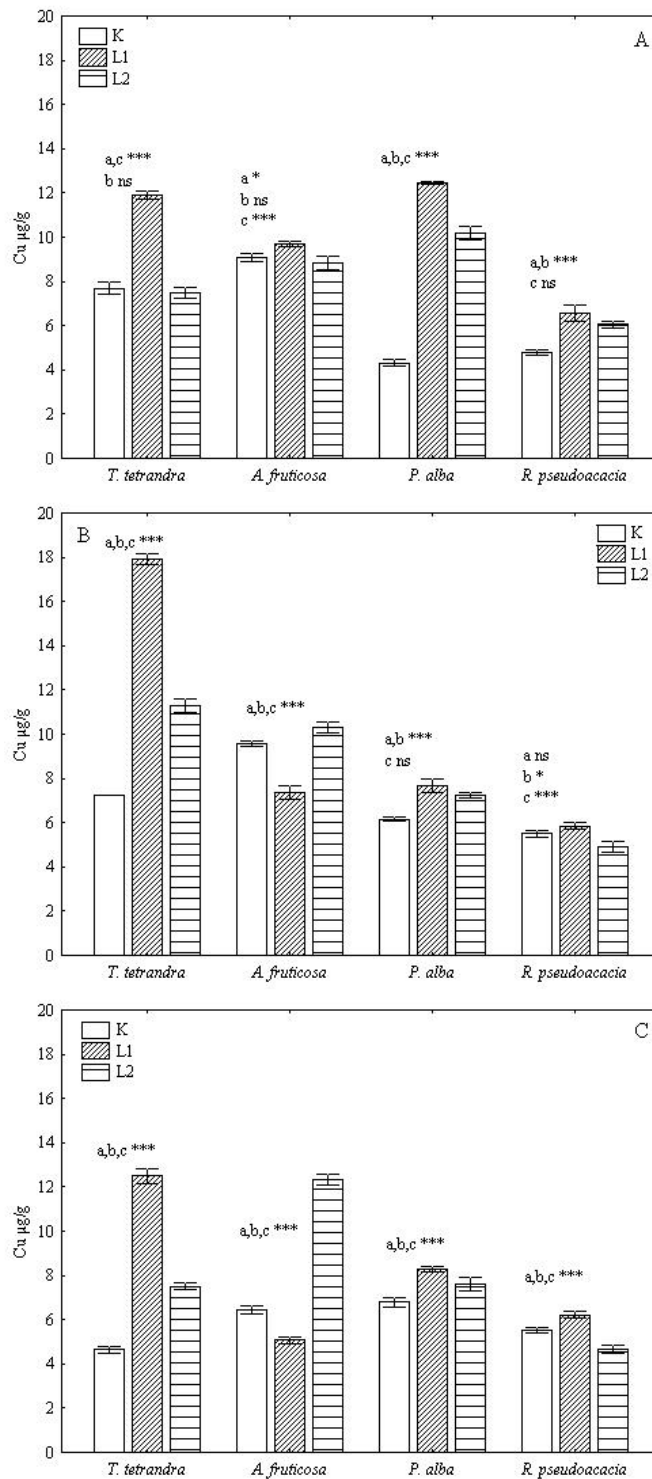
Slika 63. Vremenska dinamika sadržaja Ni u listovima A – *T. tetrandra*, B – *A. fruticosa*, C – *P. alba* i D – *R. pseudoacacia*, na K, L1 i L2, (ANOVA, n=5, ***p<0.001, ns-nema značajnih razlika)



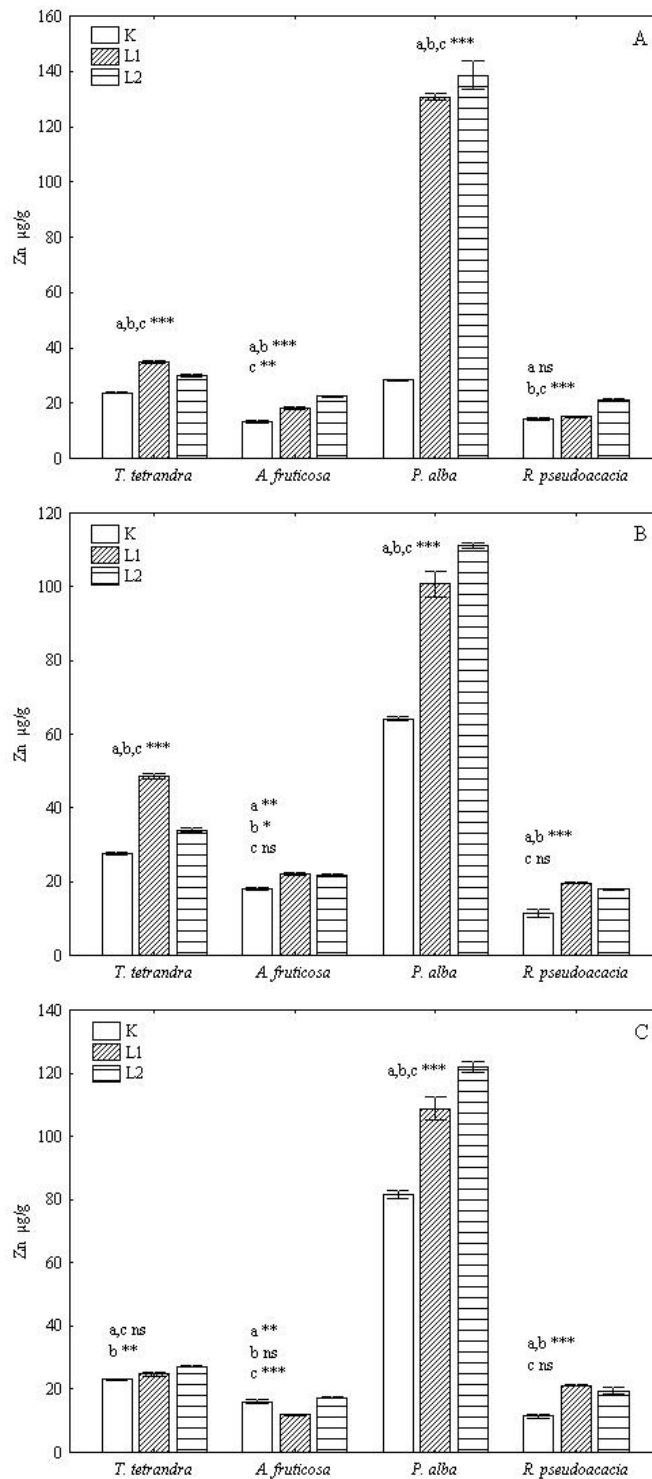
Slika 64. Prostorna dinamika sadržaja arsena u listovima ispitivanih vrsta biljaka na pasivnim lagunama (L1 i L2) deponije pepela 'TENT A' i kontrolnom staništu (K) u A – maju, B – julu i C – septembru (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)



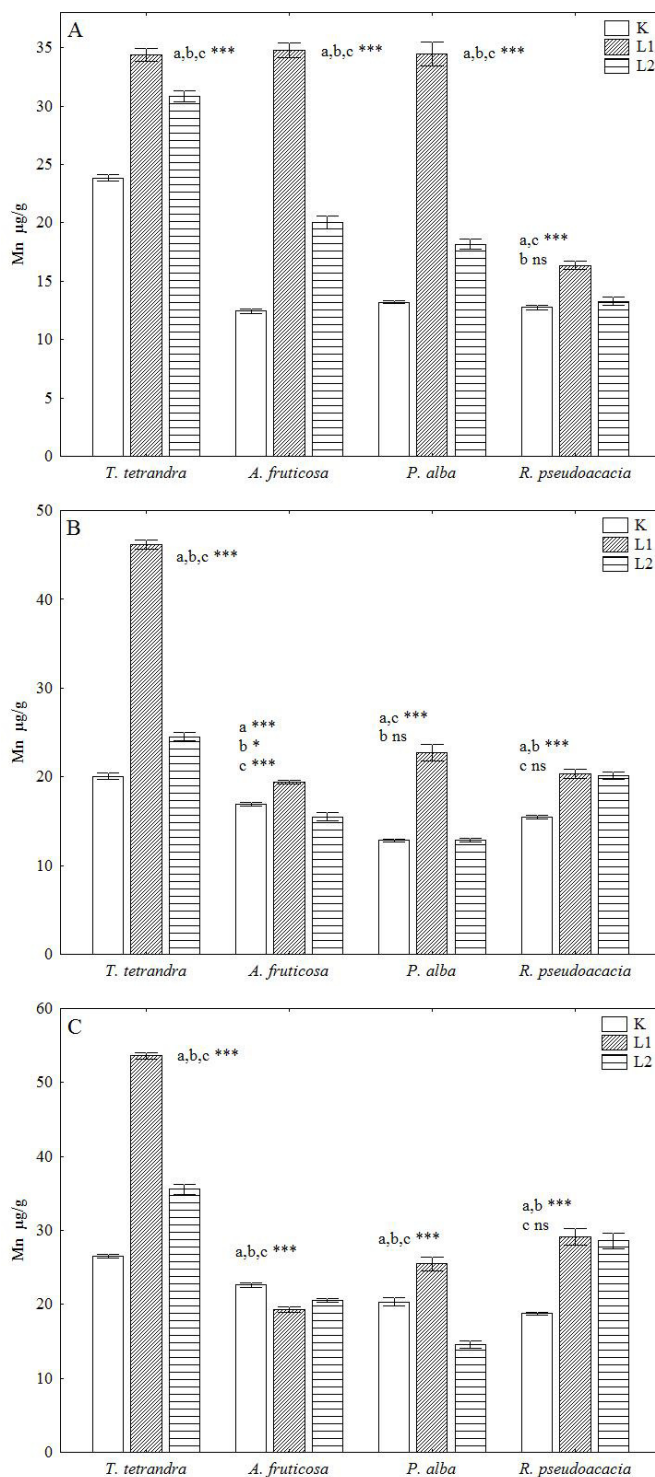
Slika 65. Prostorna dinamika sadržaja bora u listovima ispitivanih vrsta biljaka na pasivnim lagunama (L1 i L2) deponije pepela 'TENT A' i kontrolnom staništu (K) u A – maju, B – julu i C – septembru (ANOVA, n=5, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)



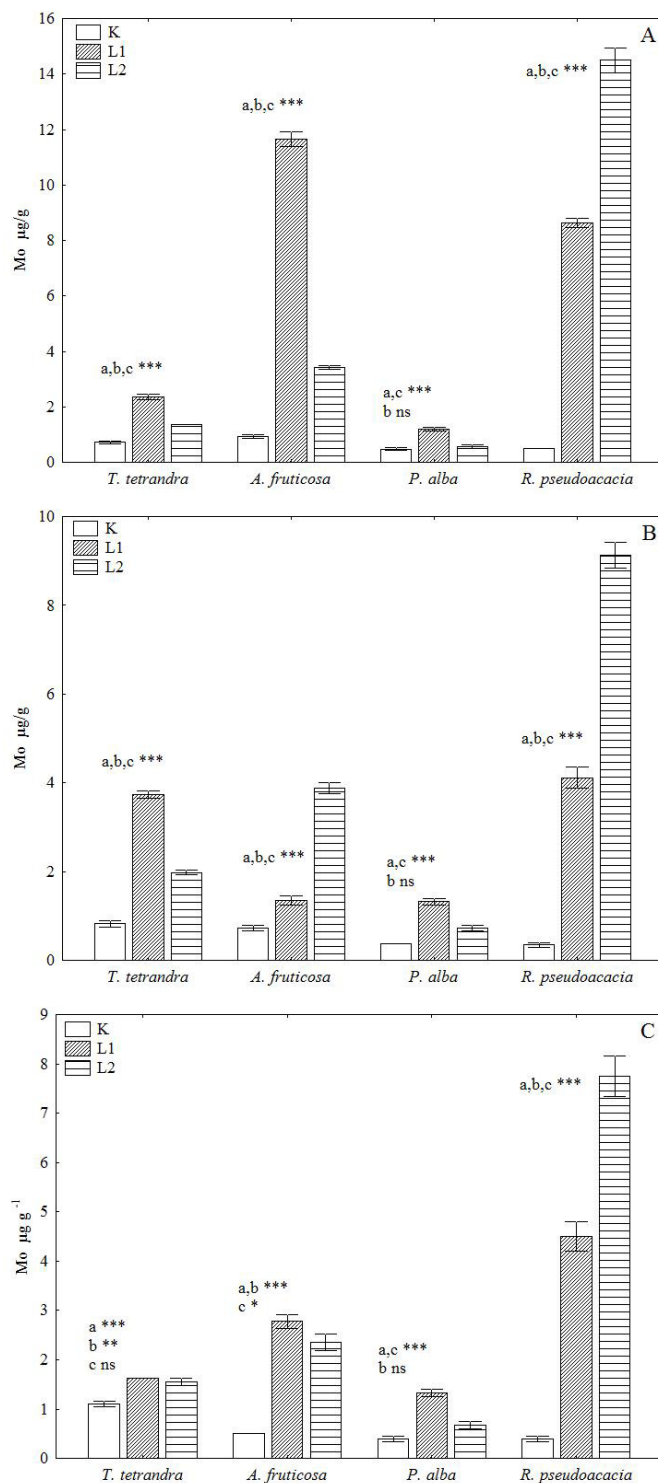
Slika 66. Prostorna dinamika sadržaja bakra u listovima ispitivanih vrsta biljaka na pasivnim lagunama (L1 i L2) deponije pepela 'TENT A' i kontrolnom staništu (K) u A – maju, B – julu i C – septembru (ANOVA, n=5, *p<0.05, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)



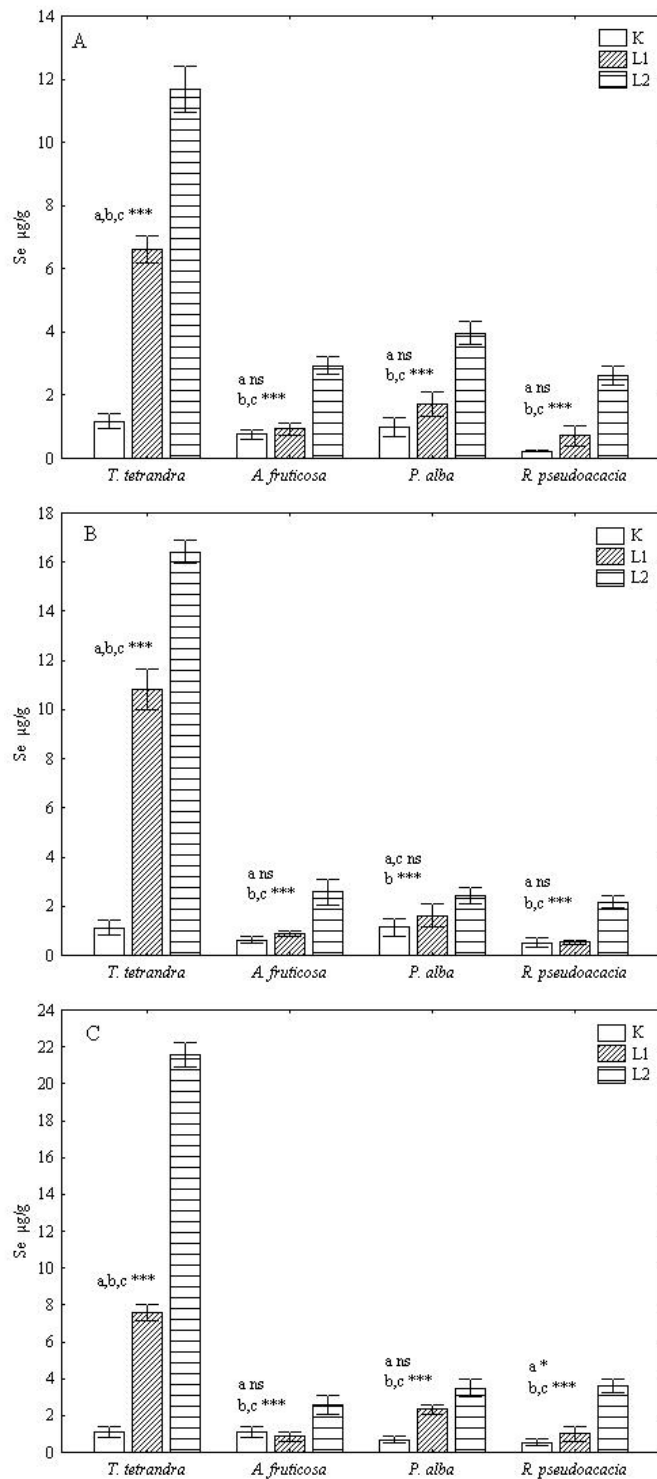
Slika 67. Prostorna dinamika sadržaja cinka u listovima ispitivanih vrsta biljaka na pasivnim lagunama (L1 i L2) deponije pepela ‘TENT A’ i kontrolnom staništu (K) u A – maju, B – julu i C – septembru (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)



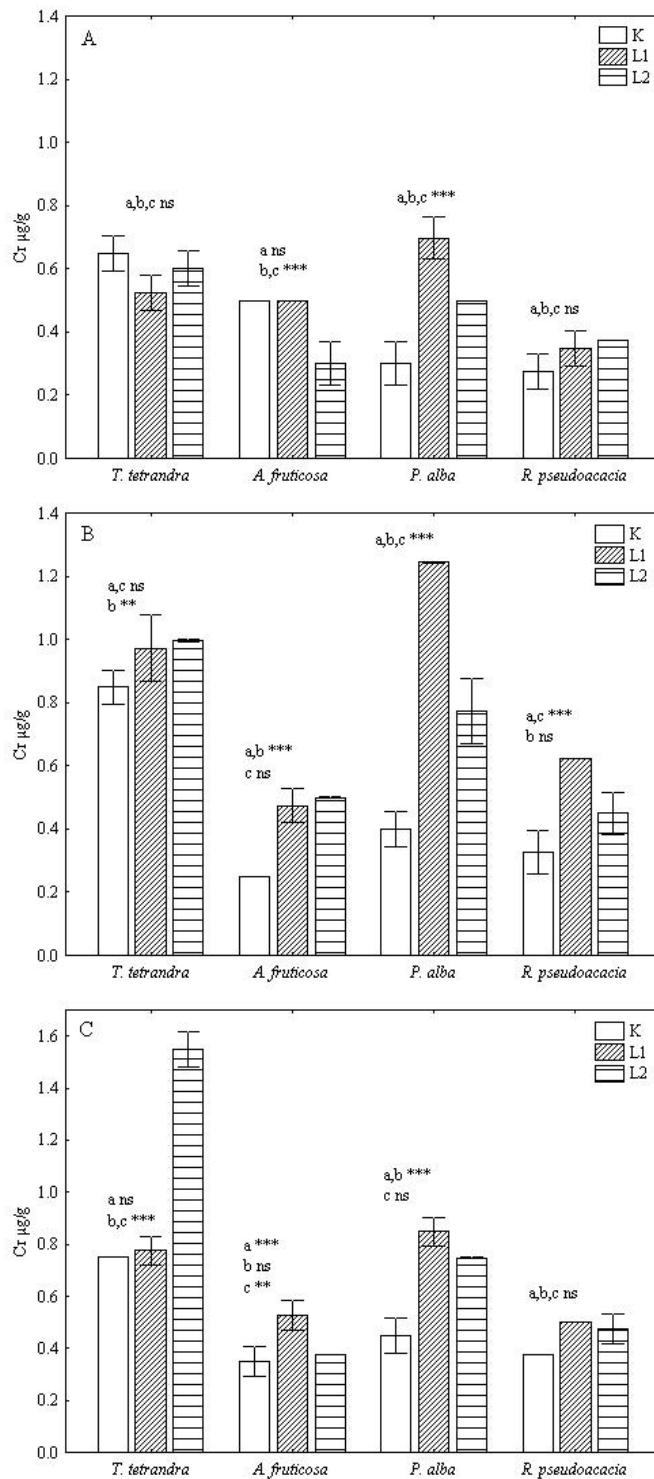
Slika 68. Prostorna dinamika sadržaja mangana u listovima ispitivanih vrsta biljaka na pasivnim lagunama (L1 i L2) deponije pepela ‘TENT A’ i kontrolnom staništu (K) u A – maju, B – julu i C – septembru (ANOVA, n=5, *p<0.05, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)



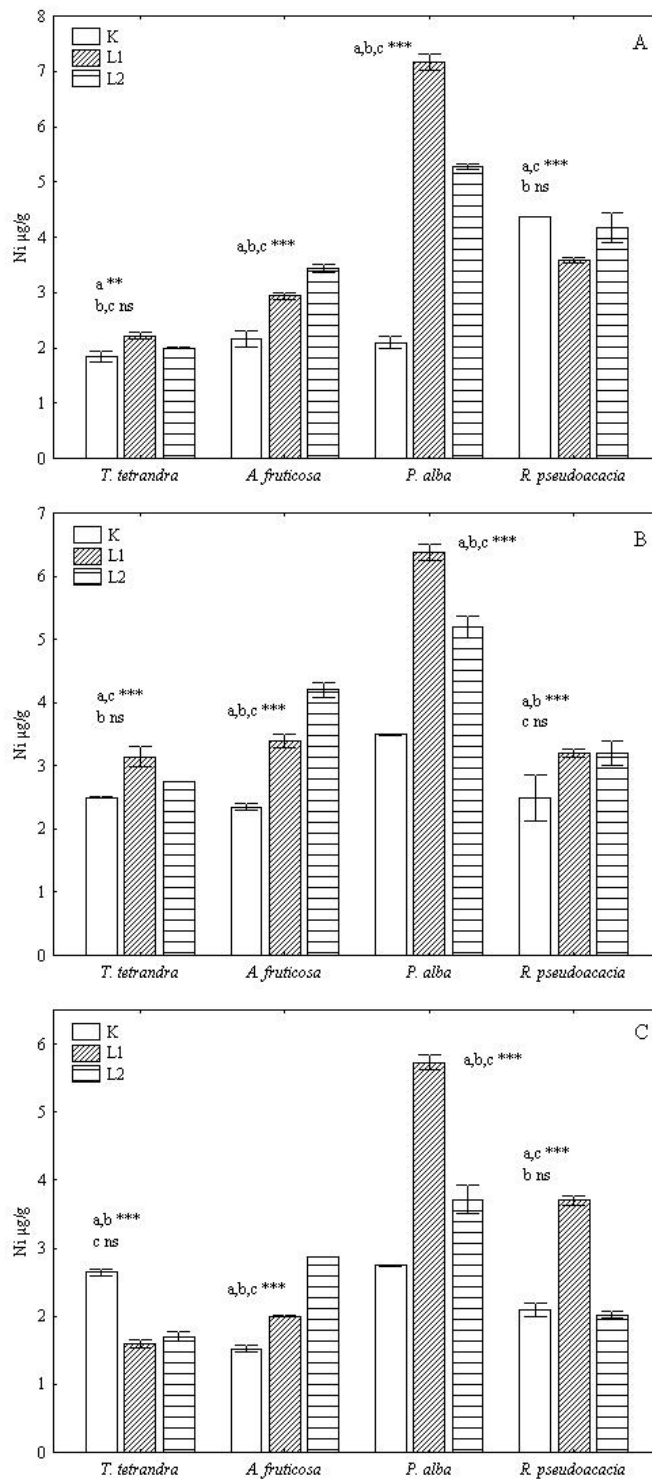
Slika 69. Prostorna dinamika sadržaja molibdena u listovima ispitivanih vrsta biljaka na pasivnim lagunama (L1 i L2) deponije pepela ‘TENT A’ i kontrolnom staništu (K) u A – maju, B – julu i C – septembru (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)



Slika 70. Prostorna dinamika sadržaja selena u listovima ispitivanih vrsta biljaka na pasivnim lagunama (L1 i L2) deponije pepela 'TENT A' i kontrolnom staništu (K) u A – maju, B – julu i C – septembru (ANOVA, n=5, *p<0.05, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)



Slika 71. Prostorna dinamika sadržaja hroma u listovima ispitivanih vrsta biljaka na pasivnim lagunama (L1 i L2) deponije pepela 'TENT A' i kontrolnom staništu (K) u A – maju, B – julu i C – septembru (ANOVA, n=5, **p<0.01, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)



Slika 72. Prostorna dinamika sadržaja nikla u listovima ispitivanih vrsta biljaka na pasivnim lagunama (L1 i L2) deponije pepela 'TENT A' i kontrolnom staništu (K) u A – maju, B – julu i C – septembru (ANOVA, n=5, **p<0.01, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)

Tabela 39. Razlike u sadržaju arsena u listovima ispitivanih vrsta biljaka, na pasivnim lagunama deponije pepela ‘TENT A’ (L1 i L2) i kontrolnom staništu (K), tokom sezone (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)

As list	K					L1				L2						
	Vrsta	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R
Maj																
<i>T. tetrandra</i>	3.540 (0.442)	-	ns	ns	ns	3.735 (0.230)	-	***	**	ns	3.525 (0.242)	-	ns	ns	ns	ns
<i>A. fruticosa</i>	3.726 (0.223)	ns	-	ns	ns	4.962 (0.420)	***	-	ns	ns	3.976 (0.326)	ns	-	ns	ns	ns
<i>P. alba</i>	3.572 (0.237)	ns	ns	-	ns	4.808 (0.227)	**	ns	-	ns	3.690 (0.566)	ns	ns	-	ns	ns
<i>R. pseudoacacia</i>	3.801 (0.363)	ns	ns	ns	-	4.640 (0.351)	ns	ns	ns	-	4.174 (0.272)	ns	ns	ns	ns	-
Jul																
<i>T. tetrandra</i>	2.995 (0.416)	-	ns	ns	ns	3.172 (0.070)	-	*	***	***	3.514 (0.338)	-	ns	***	***	***
<i>A. fruticosa</i>	3.300 (0.255)	ns	-	ns	ns	4.122 (0.691)	*	-	ns	***	3.977 (0.270)	ns	-	***	***	***
<i>P. alba</i>	3.120 (0.416)	ns	ns	-	ns	4.454 (0.386)	***	ns	-	**	5.614 (0.319)	***	***	-	ns	ns
<i>R. pseudoacacia</i>	2.865 (0.565)	ns	ns	ns	-	5.554 (0.195)	***	***	**	-	5.969 (0.556)	***	***	ns	-	-
Septembar																
<i>T. tetrandra</i>	2.796 (0.375)	-	ns	ns	ns	3.647 (0.179)	-	ns	ns	***	3.846 (0.362)	-	*	***	***	***
<i>A. fruticosa</i>	3.175 (0.335)	ns	-	ns	ns	4.551 (0.302)	ns	-	ns	***	4.844 (0.370)	*	-	*	***	***
<i>P. alba</i>	3.517 (0.234)	ns	ns	-	ns	4.242 (0.466)	ns	ns	-	***	5.826 (0.246)	***	*	-	***	***
<i>R. pseudoacacia</i>	3.174 (0.166)	ns	ns	ns	-	5.766 (0.302)	***	***	***	-	7.740 (0.232)	***	***	***	***	-

Tabela 40. Razlike u sadržaju bora u listovima ispitivanih vrsta biljaka, na pasivnim lagunama deponije pepela ‘TENT A’ (L1 i L2) i kontrolnom staništu (K), tokom sezone (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)

B list	K					L1				L2						
	Vrsta	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R
Maj																
<i>T. tetrandra</i>	28.854 (0.206)	-	ns	***	ns	32.362 (0.807)	-	***	***	***	33.317 (0.828)	-	ns	***	***	***
<i>A. fruticosa</i>	22.509 (0.266)	ns	-	*	ns	99.602 (2.542)	***	-	***	ns	35.845 (0.353)	ns	-	***	***	***
<i>P. alba</i>	11.914 (0.462)	***	*	-	ns	165.855 (2.583)	***	***	-	***	112.246 (2.084)	***	***	-	***	***
<i>R. pseudoacacia</i>	20.678 (0.413)	ns	ns	ns	-	107.324 (2.205)	***	ns	***	-	79.199 (1.304)	***	***	***	***	-
Jul																
<i>T. tetrandra</i>	36.581 (0.540)	-	***	ns	ns	41.311 (1.024)	-	***	***	***	58.843 (1.212)	-	***	***	***	***
<i>A. fruticosa</i>	18.943 (0.210)	***	-	***	ns	115.862 (0.834)	***	-	***	***	73.457 (1.095)	***	-	***	***	***
<i>P. alba</i>	39.854 (0.494)	ns	***	-	***	401.326 (3.998)	***	***	-	***	95.171 (2.512)	***	***	-	***	***
<i>R. pseudoacacia</i>	26.836 (0.495)	ns	ns	***	-	169.998 (7.537)	***	***	***	-	165.439 (2.948)	***	***	***	***	-
Septembar																
<i>T. tetrandra</i>	24.869 (0.214)	-	ns	***	***	33.569 (1.250)	-	***	***	***	106.718 (1.312)	-	***	***	***	***
<i>A. fruticosa</i>	24.650 (0.420)	ns	-	***	***	407.717 (7.875)	***	-	***	**	132.441 (2.023)	***	-	***	***	***
<i>P. alba</i>	42.177 (0.684)	***	***	-	ns	491.966 (9.514)	***	***	-	***	204.941 (2.680)	***	***	-	***	***
<i>R. pseudoacacia</i>	49.044 (0.974)	***	***	ns	-	420.095 (14.288)	***	**	***	-	332.227 (10.998)	***	***	***	***	-

Tabela 41. Razlike u sadržaju bakra u listovima ispitivanih vrsta biljaka, na pasivnim lagunama deponije pepela ‘TENT A’ (L1 i L2) i kontrolnom staništu (K), tokom sezone (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)

Cu list		K				L1				L2					
Vrsta	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R
Maj															
<i>T. tetrandra</i>	7.681 (0.282)	-	***	***	***	11.901 (0.169)	-	***	*	***	7.483 (0.270)	-	***	***	***
<i>A. fruticosa</i>	9.069 (0.178)	***	-	***	***	9.678 (0.132)	***	-	***	***	8.851 (0.300)	***	-	***	***
<i>P. alba</i>	4.321 (0.142)	***	***	-	ns	12.476 (0.063)	*	***	-	***	10.197 (0.293)	***	***	-	***
<i>R. pseudoacacia</i>	4.770 (0.132)	***	***	ns	-	6.572 (0.360)	***	***	***	-	6.049 (0.142)	***	***	***	-
Jul															
<i>T. tetrandra</i>	7.237 (0.021)	-	***	***	***	17.908 (0.223)	-	***	***	***	11.315 (0.306)	-	***	***	***
<i>A. fruticosa</i>	9.577 (0.121)	***	-	***	***	7.343 (0.302)	***	-	ns	***	10.331 (0.248)	***	-	***	***
<i>P. alba</i>	6.164 (0.114)	***	***	-	*	7.665 (0.317)	***	ns	-	***	7.236 (0.130)	***	***	-	***
<i>R. pseudoacacia</i>	5.505 (0.160)	***	***	*	-	5.854 (0.174)	***	***	***	-	4.895 (0.238)	***	***	***	-
Septembar															
<i>T. tetrandra</i>	4.644 (0.138)	-	***	***	***	12.489 (0.362)	-	***	***	***	7.518 (0.165)	-	***	ns	***
<i>A. fruticosa</i>	6.425 (0.186)	***	-	ns	***	5.076 (0.141)	***	-	***	***	12.311 (0.245)	***	-	***	***
<i>P. alba</i>	6.784 (0.207)	***	ns	-	***	8.286 (0.128)	***	***	-	***	7.594 (0.309)	ns	***	-	***
<i>R. pseudoacacia</i>	5.523 (0.133)	***	***	***	-	6.232 (0.135)	***	***	***	-	4.670 (0.212)	***	***	***	-

Tabela 42. Razlike u sadržaju cinka u listovima ispitivanih vrsta biljaka, na pasivnim lagunama deponije pepela ‘TENT A’ (L1 i L2) i kontrolnom staništu (K), tokom sezone (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)

Zn list		K				L1				L2					
Vrsta	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R
Maj															
<i>T. tetrandra</i>	23.717 (0.311)	-	***	***	***	34.778 (0.428)	-	***	***	***	29.894 (0.554)	-	***	***	***
<i>A. fruticosa</i>	13.416 (0.397)	***	-	***	ns	18.331 (0.402)	***	-	***	ns	22.528 (0.306)	***	-	***	ns
<i>P. alba</i>	28.351 (0.211)	***	***	-	***	130.629 (1.240)	***	***	-	***	138.644 (5.056)	***	***	-	**
<i>R. pseudoacacia</i>	14.717 (0.423)	***	ns	***	-	15.043 (0.247)	***	ns	***	-	21.022 (0.617)	***	ns	**	-
Jul															
<i>T. tetrandra</i>	27.574 (0.452)	-	***	***	***	48.479 (0.678)	-	***	***	***	33.995 (0.630)	-	***	***	***
<i>A. fruticosa</i>	18.030 (0.303)	***	-	***	***	22.054 (0.365)	***	-	***	ns	21.738 (0.207)	***	-	***	**
<i>P. alba</i>	64.185 (0.609)	***	***	-	***	100.741 (3.415)	***	***	-	***	111.207 (0.645)	***	***	-	***
<i>R. pseudoacacia</i>	11.352 (1.059)	***	***	***	-	19.663 (0.274)	***	ns	***	-	17.882 (0.358)	***	**	***	-
Septembar															
<i>T. tetrandra</i>	23.121 (0.243)	-	***	***	***	24.753 (0.505)	-	***	***	*	27.148 (0.257)	-	***	***	***
<i>A. fruticosa</i>	16.000 (0.633)	***	-	***	***	12.027 (0.203)	***	-	***	***	17.405 (0.266)	***	-	***	ns
<i>P. alba</i>	81.783 (1.270)	***	***	-	***	108.712 (3.656)	***	***	-	***	121.997 (1.586)	***	***	-	***
<i>R. pseudoacacia</i>	11.445 (0.517)	***	***	***	-	21.172 (0.237)	*	***	***	-	19.500 (0.912)	***	ns	***	-

Tabela 43. Razlike u sadržaju mangana u listovima ispitivanih vrsta biljaka, na pasivnim lagunama deponije pepela ‘TENT A’ (L1 i L2) i kontrolnom staništu (K), tokom sezone (ANOVA, n=5, *p<0.05, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)

Mn list		K				L1				L2					
Vrsta	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R
Maj															
<i>T. tetrandra</i>	23.841 (0.253)	-	***	***	***	34.353 (0.546)	-	ns	ns	***	30.817 (0.489)	-	***	***	***
<i>A. fruticosa</i>	12.442 (0.179)	***	-	ns	ns	34.786 (0.624)	ns	-	ns	***	20.050 (0.538)	***	-	***	***
<i>P. alba</i>	13.213 (0.145)	***	ns	-	ns	34.480 (1.026)	ns	ns	-	***	18.174 (0.459)	***	***	-	***
<i>R. pseudoacacia</i>	12.752 (0.192)	***	ns	ns	-	16.366 (0.330)	***	***	***	-	13.292 (0.320)	***	***	***	-
Jul															
<i>T. tetrandra</i>	20.076 (0.335)	-	***	***	***	46.156 (0.499)	-	***	***	***	24.499 (0.465)	-	***	***	***
<i>A. fruticosa</i>	16.916 (0.241)	***	-	***	*	19.373 (0.210)	***	-	***	ns	15.477 (0.456)	***	-	***	***
<i>P. alba</i>	12.852 (0.141)	***	***	-	***	22.710 (0.958)	***	***	-	***	12.876 (0.252)	***	***	-	***
<i>R. pseudoacacia</i>	15.456 (0.182)	***	*	***	-	20.339 (0.563)	***	ns	***	-	20.142 (0.422)	***	***	***	-
Septembar															
<i>T. tetrandra</i>	26.534 (0.206)	-	***	***	***	53.604 (0.412)	-	***	***	***	35.557 (0.733)	-	***	***	***
<i>A. fruticosa</i>	22.650 (0.321)	***	-	***	***	19.298 (0.340)	***	-	***	***	20.551 (0.233)	***	-	***	***
<i>P. alba</i>	20.315 (0.556)	***	***	-	*	25.490 (0.955)	***	***	-	***	14.568 (0.528)	***	***	-	***
<i>R. pseudoacacia</i>	18.742 (0.137)	***	***	*	-	29.112 (1.099)	***	***	***	-	28.596 (1.096)	***	***	***	-

Tabela 44. Razlike u sadržaju molibdena u listovima ispitivanih vrsta biljaka, na pasivnim lagunama deponije pepela ‘TENT A’ (L1 i L2) i kontrolnom staništu (K), tokom sezone (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)

Mo list		K				L1				L2					
Vrsta	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R
Maj															
<i>T. tetrandra</i>	0.723 (0.055)	-	ns	ns	ns	2.367 (0.092)	-	***	***	***	1.376 (0.001)	-	***	***	***
<i>A. fruticosa</i>	0.924 (0.069)	ns	-	**	*	11.648 (0.266)	***	-	***	***	3.429 (0.071)	***	-	***	***
<i>P. alba</i>	0.475 (0.056)	ns	**	-	ns	1.196 (0.068)	***	***	-	***	0.575 (0.069)	***	***	-	***
<i>R. pseudoacacia</i>	0.499 (0.001)	ns	*	ns	-	8.632 (0.179)	***	***	***	-	14.493 (0.440)	***	***	***	-
Jul															
<i>T. tetrandra</i>	0.823 (0.067)	-	ns	**	**	3.741 (0.084)	-	***	***	ns	1.974 (0.053)	-	***	***	***
<i>A. fruticosa</i>	0.725 (0.055)	ns	-	ns	ns	1.349 (0.104)	***	-	ns	***	3.875 (0.124)	***	-	***	***
<i>P. alba</i>	0.374 (0.001)	**	ns	-	ns	1.321 (0.069)	***	ns	-	***	0.725 (0.057)	***	***	-	***
<i>R. pseudoacacia</i>	0.350 (0.056)	**	ns	ns	-	4.118 (0.246)	ns	***	***	-	9.133 (0.286)	***	***	***	-
Septembar															
<i>T. tetrandra</i>	1.100 (0.056)	-	***	***	***	1.629 (0.002)	-	***	ns	***	1.548 (0.071)	-	***	***	***
<i>A. fruticosa</i>	0.500 (0.001)	***	-	ns	ns	2.782 (0.141)	***	-	***	***	2.353 (0.161)	***	-	***	***
<i>P. alba</i>	0.399 (0.055)	***	ns	-	ns	1.326 (0.068)	ns	***	-	***	0.674 (0.069)	***	***	-	***
<i>R. pseudoacacia</i>	0.400 (0.056)	***	ns	ns	-	4.506 (0.294)	***	***	***	-	7.749 (0.413)	***	***	***	-

Tabela 45. Razlike u sadržaju selena u listovima ispitivanih vrsta biljaka, na pasivnim lagunama deponije pepela ‘TENT A’ (L1 i L2) i kontrolnom staništu (K), tokom sezone (ANOVA, n=5, *p<0.05, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)

Se list		K				L1				L2					
Vrsta	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R
Maj															
<i>T. tetrandra</i>	1.172 (0.241)	-	ns	ns	ns	0.629 (0.425)	-	***	***	***	11.681 (0.746)	-	***	**	***
<i>A. fruticosa</i>	0.769 (0.150)	ns	-	ns	ns	0.938 (0.202)	***	-	ns	ns	2.928 (0.286)	***	-	*	ns
<i>P. alba</i>	0.974 (0.298)	ns	ns	-	ns	1.719 (0.388)	***	ns	-	*	3.975 (0.373)	***	*	-	***
<i>R. pseudoacacia</i>	0.239 (0.022)	ns	ns	ns	-	0.724 (0.324)	***	ns	*	-	2.628 (0.294)	***	ns	***	-
Jul															
<i>T. tetrandra</i>	1.122 (0.317)	-	ns	ns	ns	10.826 (0.808)	-	***	***	***	16.425 (0.448)	-	***	***	***
<i>A. fruticosa</i>	0.630 (0.149)	ns	-	ns	ns	0.902 (0.103)	***	-	ns	ns	2.575 (0.504)	***	-	ns	ns
<i>P. alba</i>	1.138 (0.379)	ns	ns	-	ns	1.620 (0.457)	***	ns	-	**	2.450 (0.340)	***	ns	-	ns
<i>R. pseudoacacia</i>	0.524 (0.185)	ns	ns	ns	-	0.541 (0.077)	***	ns	**	-	2.177 (0.229)	***	ns	ns	-
Septembar															
<i>T. tetrandra</i>	1.124 (0.295)	-	ns	ns	ns	7.604 (0.451)	-	***	***	***	21.577 (0.656)	-	***	***	***
<i>A. fruticosa</i>	1.130 (0.286)	ns	-	ns	ns	0.877 (0.265)	***	-	***	ns	2.578 (0.496)	***	-	ns	*
<i>P. alba</i>	0.697 (0.207)	ns	ns	-	ns	2.326 (0.275)	***	***	-	***	3.492 (0.500)	***	ns	-	ns
<i>R. pseudoacacia</i>	0.552 (0.193)	ns	ns	ns	-	1.002 (0.385)	***	ns	***	-	3.625 (0.346)	***	*	ns	-

Tabela 46. Razlike u sadržaju hroma u listovima ispitivanih vrsta biljaka, na pasivnim lagunama deponije pepela ‘TENT A’ (L1 i L2) i kontrolnom staništu (K), tokom sezone (ANOVA, n=5, **p<0.01, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)

Cr list		K				L1				L2					
Vrsta	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R
Maj															
<i>T. tetrandra</i>	0.650 (0.057)	-	**	***	***	0.523 (0.056)	-	ns	***	***	0.600 (0.056)	-	***	ns	***
<i>A. fruticosa</i>	0.500 (0.001)	**	-	***	***	0.499 (0.001)	ns	-	***	**	0.300 (0.068)	***	-	***	ns
<i>P. alba</i>	0.300 (0.069)	***	***	-	ns	0.697 (0.068)	***	***	-	***	0.499 (0.001)	ns	***	-	ns
<i>R. pseudoacacia</i>	0.275 (0.056)	***	***	ns	-	0.349 (0.056)	***	**	***	-	0.375 (0.000)	***	ns	ns	-
Jul															
<i>T. tetrandra</i>	0.849 (0.055)	-	***	***	***	0.973 (0.104)	-	***	***	***	0.997 (0.004)	-	***	***	***
<i>A. fruticosa</i>	0.250 (0.000)	***	-	**	ns	0.474 (0.055)	***	-	***	**	0.500 (0.000)	***	-	***	ns
<i>P. alba</i>	0.399 (0.055)	***	**	-	ns	1.244 (0.001)	***	***	-	***	0.773 (0.104)	***	***	-	***
<i>R. pseudoacacia</i>	0.325 (0.068)	***	ns	ns	-	0.624 (0.001)	***	**	***	-	0.450 (0.068)	***	ns	***	-
Septembar															
<i>T. tetrandra</i>	0.750 (0.001)	-	***	***	***	0.775 (0.056)	-	***	ns	***	1.548 (0.069)	-	***	***	***
<i>A. fruticosa</i>	0.350 (0.056)	***	-	ns	ns	0.526 (0.056)	***	-	***	ns	0.374 (0.000)	***	-	***	ns
<i>P. alba</i>	0.449 (0.068)	***	ns	-	ns	0.848 (0.054)	ns	***	-	***	0.747 (0.002)	***	***	-	***
<i>R. pseudoacacia</i>	0.375 (0.001)	***	ns	ns	-	0.501 (0.000)	***	ns	***	-	0.474 (0.056)	***	ns	***	-

Tabela 47. Razlike u sadržaju nikla u listovima ispitivanih vrsta biljaka, na pasivnim lagunama deponije pepela ‘TENT A’ (L1 i L2) i kontrolnom staništu (K), tokom sezone (ANOVA, n=5, *p<0.05, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)

Ni list		K				L1				L2					
Vrsta	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R	M (SD) [µg/g]	T	A	P	R
Maj															
<i>T. tetrandra</i>	1.845 (0.101)	-	*	ns	***	2.218 (0.058)	-	***	***	***	2.001 (0.002)	-	***	***	***
<i>A. fruticosa</i>	2.157 (0.152)	*	-	ns	***	2.940 (0.063)	***	-	***	***	3.429 (0.070)	***	-	***	***
<i>P. alba</i>	2.098 (0.107)	ns	ns	-	***	7.174 (0.144)	***	***	-	***	5.275 (0.049)	***	***	-	***
<i>R. pseudoacacia</i>	4.370 (0.009)	***	***	***	-	3.592 (0.051)	***	***	***	-	4.180 (0.273)	***	***	***	-
Jul															
<i>T. tetrandra</i>	2.495 (0.007)	-	ns	***	ns	3.143 (0.166)	-	ns	***	ns	2.749 (0.007)	-	***	***	***
<i>A. fruticosa</i>	2.350 (0.054)	ns	-	***	ns	3.395 (0.103)	ns	-	***	ns	4.200 (0.109)	***	-	***	***
<i>P. alba</i>	3.494 (0.006)	***	***	-	***	6.381 (0.123)	***	***	-	***	5.200 (0.171)	***	***	-	***
<i>R. pseudoacacia</i>	2.490 (0.372)	ns	ns	***	-	3.194 (0.069)	ns	ns	***	-	3.203 (0.193)	***	***	***	-
Septembar															
<i>T. tetrandra</i>	2.646 (0.048)	-	***	ns	***	1.601 (0.055)	-	***	***	***	1.698 (0.071)	-	***	***	*
<i>A. fruticosa</i>	1.525 (0.056)	***	-	***	***	2.005 (0.004)	***	-	***	***	2.879 (0.003)	***	-	***	***
<i>P. alba</i>	2.744 (0.011)	ns	***	-	***	5.728 (0.106)	***	***	-	***	3.718 (0.205)	***	***	-	***
<i>R. pseudoacacia</i>	2.099 (0.103)	***	***	***	-	3.705 (0.067)	***	***	***	-	2.025 (0.054)	*	***	***	-

5.3.3. Prosečan sadržaj hemijskih elemenata u korenu i listu ispitivanih vrsta biljaka

Veći prosečan sadržaj As u korenu tamariksa ($p < 0.001$), bagrenca ($p < 0.001$) i bele topole ($p < 0.05$; $p < 0.01$) utvrđen je kod individua sa pasivnih laguna deponije pepela odnosu na kontrolna staništa, dok je u korenu bagrema prosečan sadržaj As na svim staništima bio sličan. Sadržaj As u korenu tamariksa i bele topole bio je sličan na obe pasivne lagune, dok je kod bagrenca bio veći na L2 u odnosu na L1 ($p < 0.05$). Prosečan sadržaj As u listovima ispitivanih vrsta je na obe pasivne lagune bio sličan, ali veći u odnosu na kontrolna staništa, pri čemu je razlika u odnosu na K bila veća kod bagrenca, bele topole i bagrema ($p < 0.001$), nego kod tamariksa ($p < 0.05$; $p < 0.01$), (Tabela 48 a,b).

Prosečan sadržaj B u korenu tamariksa na K i L2 bio je sličan i veći u odnosu na sadržaj na L1 (ns; $p < 0.001$). Kod bagrenca, bele topole i bagrema sadržaj B u korenu se smanjivao sa starenjem pepela, pri čemu je kod bagrenca na obe pasivne lagune bio veći u odnosu na K ($p < 0.001$), kod bagrema manji u odnosu na K ($p < 0.001$), a kod bele topole na L1 veći ($p < 0.001$), a na L2 manji ($p < 0.05$) u odnosu na K. Sve ispitivane vrste su veći prosečan sadržaj B u listovima imale na pasivnim lagunama u odnosu na K. Pri tome taj sadržaj se kod bagrenca, bele topole i bagrema smanjivao sa starenjem pepela, dok se kod tamariksa povećavao (Tabela 48 a,b).

Kod bagrenca i bagrema, prosečan sadržaj Cu u korenu bio je veći na K u odnosu na L1 ($p < 0.001$) i L2 ($p < 0.001$), pri čemu je kod bagrema na obe lagune bio sličan, a kod bagrenca na L2 veći u odnosu na L1 ($p < 0.01$). Kod tamariksa i bele topole, najveći prosečan sadržaj Cu u korenu je utvrđen na L1. Pri tome se kod tamariksa smanjivao sa starenjem pepela ($p < 0.001$), ali je na obe lagune bio veći u odnosu na K ($p < 0.001$), dok se kod bele topole takođe smanjivao, ali je na L1 bio veći ($p < 0.01$), a na L2 manji ($p < 0.01$) u odnosu na K. Kod tamariksa i bele topole, prosečan sadržaj Cu u listovima je na obe pasivne lagune bio veći u odnosu na sadržaj na K, pri čemu se taj sadržaj kod tamariksa smanjivao sa starenjem pepela ($p < 0.01$), a kod bele topole te razlike nisu utvrđene. Kod bagrenca, najveći prosečan sadržaj Cu u listovima je utvrđen na L2, kako u odnosu na K ($p < 0.001$), tako i u odnosu na L1 ($p < 0.001$). Kod bagrema prosečan sadržaj Cu u listovima se smanjivao sa starenjem pepela da bi na L2 bio sličan sadržaju utvrđenom na K (Tabela 48 a,b).

Kod tamariksa i bagrema na obe lagune i bele topole na L2, prosečan sadržaj Zn u korenu je na deponiji pepela bio manji u odnosu na K, dok je kod bagrenca bio sličan na svim staništima. Sve ispitivane vrste su na deponiji pepela imale veći prosečan sadržaj Zn u listovima u odnosu na K, pri čemu je taj sadržaj kod bagrenca i bele topole bio veći na L2 ($p < 0.05$), kod bagrema sličan na obe lagune, a kod tamariksa na L2 manji u odnosu na L1 ($p < 0.05$), (Tabela 48 a,b).

Prosečan sadržaj Mn u korenu bele topole i bagrema je na obe pasivne lagune bio manji i odnosu na K ($p < 0.001$), pri čemu se kod bele topole za razliku od bagrema, dalje smanjivao sa starenjem pepela ($p < 0.01$). Kod tamariksa, manji prosečan sadržaj Mn u korenu utvrđen je na L2 i u odnosu na K ($p < 0.001$) i u odnosu na L1 ($p < 0.001$), dok je kod bagrenca na L1 utvrđen veći prosečan sadržaj Mn u korenu u odnosu na K (0.001), a na L2 sličan kao na K. Najveći prosečan sadržaj Mn u listovima kod tamariksa ($p < 0.001$), bagrenca ($p < 0.01$) i bele topole ($p < 0.001$) utvrđen je na L1 u odnosu i na K i na L2, dok je kod bagrema taj sadržaj na obe lagune bio veći u odnosu na K ($p < 0.001$), (Tabela 48 a,b).

Prosečan sadržaj Mo u korenu bagrenca, bele topole i bagrema je na obe pasivne lagune bio veći u odnosu na K ($p < 0.001$), pri čemu se smanjivao sa starenjem pepela, dok je kod tamariksa samo na L2 bio veći u odnosu na K ($p < 0.01$). Prosečan sadržaj Mo u listovima ispitivanih vrsta je na obe pasivne lagune bio veći u odnosu na K ($p < 0.001$), pri čemu je kod tamariksa, bagrenca i bele topole imao opadajući, a kod bagrema rastući trend sa starenjem pepela (Tabela 48 a,b).

Najveći prosečan sadržaj Se u korenu tamariksa, bagrenca i bagrema utvrđen je na L2 ($p < 0.001$), dok je prosečan sadržaj Se u korenu bele topole bio sličan na svim staništima. Kod svih ispitivanih vrsta prosečan sadržaj Se u listovima je bio najveći na L2 ($p < 0.001$), (Tabela 48 a,b).

Kod bagrenca, bele topole i bagrema, najveći prosečan sadržaj Cr u korenu utvrđen je na K. Te razlike su bile naročito izražene u odnosu na L2 ($p < 0.001$), dok je kod tamariksa prosečan sadržaj Cr u korenu na obe lagune bio veći u odnosu na K ($p < 0.01$; $p < 0.001$). Prosečan sadržaj Cr u listovima tamariksa na K i L1 je bio sličan, a na L2 veći u odnosu na K ($p < 0.01$) i L1 ($p < 0.05$). Kod bagrenca i bele topole, najveći prosečni sadržaj Cr u listovima je utvrđen na L1. Kod bagrenca na K i L2 ovaj sadržaj je bio sličan, a kod bele topole na L2 veći u odnosu na K ($p < 0.001$). Kod bagrema, prosečan

sadržaj Cr u listovima je na obe pasivne lagune bio sličan i veći u odnosu na K ($p < 0.001$), (Tabela 48 a,b).

Kod tamariksa, prosečan sadržaj Ni u korenu na obe pasivne lagune je bio sličan ali veći u odnosu na K ($p < 0.001$), a kod bagrenca sličan na svim staništima. Kod bele topole i bagrema, prosečan sadržaj Ni u korenu je na K bio veći u odnosu na sadržaj na obe pasivne lagune, pri čemu se taj sadržaj kod bele topole smanjivao ($p < 0.001$), a kod bagrema povećavao ($p < 0.001$) sa starenjem pepela. Prosečan sadržaj Ni u listovima tamariksa i bagrema je bio sličan na svim ispitivanim staništima, dok je kod bagrenca i bele topole na K bio manji i u odnosu na L1 ($p < 0.001$) i u odnosu na L2 ($p < 0.001$), pri čemu se kod bagrenca povećavao ($p < 0.01$), a kod bele topole smanjivao ($p < 0.001$) sa starenjem pepela (Tabela 48 a,b).

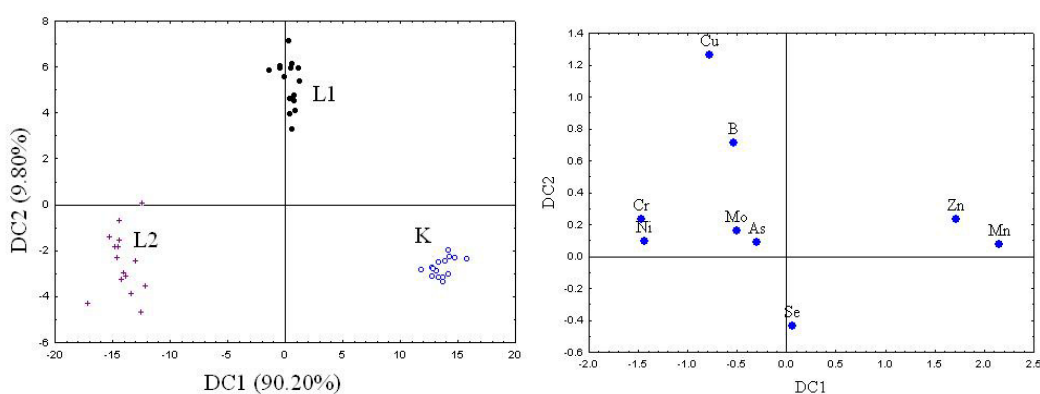
Tabela 48 a. Prosečan sadržaj hemijskih elemenata u korenu i listu ispitivanih vrsta biljaka na različitim staništima

<i>Tamarix tetrandra</i>									<i>Amorpha fruticosa</i>										
M±SD		Koren			M±SD		List		M±SD		Koren			M±SD		List			
As	K	L1	L2	K	L1	L2	K	L1	L2	As	K	L1	L2	K	L1	L2			
K	4.30±0.35	-	***	***	K	3.11±0.50	-	*	**	K	4.38±0.39	-	***	***	K	3.40±0.35	-	***	***
L1	4.86±0.30	***	-	ns	L1	3.52±0.30	*	-	ns	L1	5.22±0.47	***	-	*	L1	4.54±0.58	***	-	ns
L2	5.00±0.32	***	ns	-	L2	3.63±0.34	**	ns	-	L2	5.57±0.30	***	*	-	L2	4.27±0.52	***	ns	-
B	K	L1	L2	K	L1	L2	K	L1	L2	B	K	L1	L2	K	L1	L2			
K	9.45±0.67	-	***	ns	K	30.10±5.04	-	**	***	K	11.44±1.89	-	***	***	K	22.03±2.45	-	***	***
L1	4.86±1.21	***	-	***	L1	35.75±4.22	**	-	***	L1	17.51±2.18	***	-	*	L1	207.73±146.61	***	-	**
L2	8.93±2.72	ns	***	-	L2	66.29±31.51	***	***	-	L2	15.52±1.95	***	*	-	L2	80.58±41.17	***	**	-
Cu	K	L1	L2	K	L1	L2	K	L1	L2	Cu	K	L1	L2	K	L1	L2			
K	2.54±0.13	-	***	***	K	6.52±1.40	-	***	***	K	6.48±0.62	-	***	***	K	8.36±1.44	-	ns	***
L1	4.56±0.26	***	-	***	L1	14.10±2.81	***	-	***	L1	3.88±0.39	***	-	**	L1	7.36±1.95	ns	-	***
L2	3.33±0.58	***	***	-	L2	8.77±1.88	***	***	-	L2	4.65±0.78	***	**	-	L2	10.50±1.49	***	***	-
Zn	K	L1	L2	K	L1	L2	K	L1	L2	Zn	K	L1	L2	K	L1	L2			
K	20.45±0.63	-	**	***	K	24.80±2.07	-	***	***	K	12.41±2.23	-	ns	ns	K	15.82±2.00	-	ns	***
L1	18.43±2.20	**	-	***	L1	36.00±10.08	***	-	*	L1	12.54±1.61	ns	-	ns	L1	17.47±4.30	ns	-	*
L2	7.25±2.91	***	***	-	L2	30.34±2.95	***	*	-	L2	13.65±3.17	ns	ns	-	L2	20.56±2.34	***	*	-
Mn	K	L1	L2	K	L1	L2	K	L1	L2	Mn	K	L1	L2	K	L1	L2			
K	10.45±0.59	-	ns	***	K	23.48±2.75	-	***	***	K	16.99±3.74	-	***	ns	K	17.34±4.33	-	**	ns
L1	10.00±1.81	ns	-	***	L1	44.70±8.22	***	-	***	L1	24.69±3.79	***	-	***	L1	24.48±7.55	**	-	**
L2	4.89±1.32	***	***	-	L2	30.29±4.72	***	***	-	L2	16.91±5.55	ns	***	-	L2	18.69±2.40	ns	**	-
Mo	K	L1	L2	K	L1	L2	K	L1	L2	Mo	K	L1	L2	K	L1	L2			
K	1.04±0.17	-	ns	**	K	0.88±0.17	-	***	***	K	1.30±0.52	-	***	***	K	0.72±0.18	-	***	***
L1	1.17±0.18	ns	-	**	L1	2.58±0.91	***	-	***	L1	7.67±4.37	***	-	***	L1	5.26±4.72	***	-	ns
L2	2.20±1.22	**	**	-	L2	1.63±0.26	***	***	-	L2	3.12±0.90	***	***	-	L2	3.22±0.67	***	ns	-
Se	K	L1	L2	K	L1	L2	K	L1	L2	Se	K	L1	L2	K	L1	L2			
K	1.03±0.23	-	***	***	K	1.14±0.27	-	***	***	K	0.57±0.22	-	ns	***	K	0.84±0.30	-	ns	***
L1	1.62±0.47	***	-	***	L1	8.35±1.93	***	-	***	L1	0.75±0.29	ns	-	***	L1	0.90±0.19	ns	-	***
L2	2.43±0.53	***	***	-	L2	16.56±4.22	***	***	-	L2	1.67±0.47	***	***	-	L2	2.69±0.44	***	***	-
Cr	K	L1	L2	K	L1	L2	K	L1	L2	Cr	K	L1	L2	K	L1	L2			
K	0.82±0.09	-	**	***	K	0.75±0.09	-	ns	**	K	1.65±0.55	-	***	***	K	0.37±0.11	-	***	ns
L1	1.46±0.75	**	-	ns	L1	0.76±0.20	ns	-	*	L1	1.06±0.14	***	-	ns	L1	0.50±0.05	***	-	***
L2	1.29±0.38	***	ns	-	L2	1.05±0.40	**	*	-	L2	1.06±0.15	***	ns	-	L2	0.39±0.09	ns	***	-
Ni	K	L1	L2	K	L1	L2	K	L1	L2	Ni	K	L1	L2	K	L1	L2			
K	2.07±0.19	-	***	***	K	2.33±0.36	-	ns	ns	K	3.32±0.62	-	ns	ns	K	2.01±0.38	-	***	***
L1	3.48±0.49	***	-	ns	L1	2.32±0.66	ns	-	ns	L1	3.55±0.89	ns	-	ns	L1	2.78±0.60	***	-	**
L2	3.80±0.94	***	ns	-	L2	2.15±0.46	ns	na	-	L2	3.45±0.46	ns	ns	-	L2	3.50±0.56	***	**	-

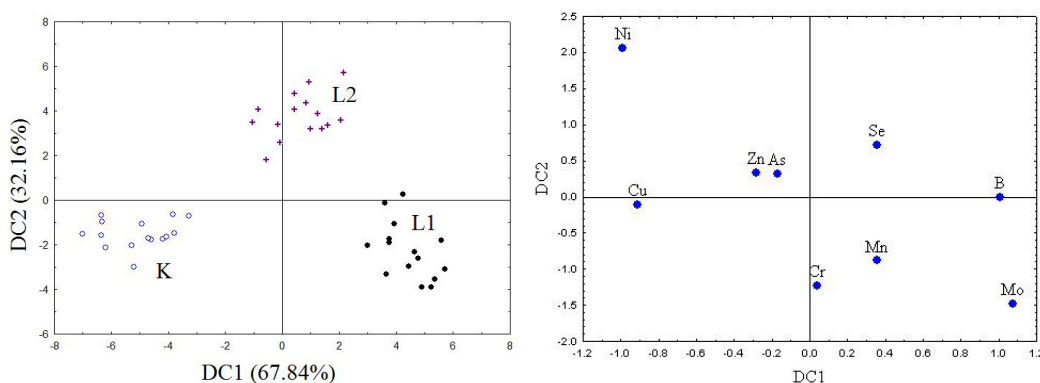
Tabela 48 b. Prosečan sadržaj hemijskih elemenata u korenu i listu ispitivanih vrsta biljaka na različitim staništima

<i>Populus alba</i>									<i>Robinia pseudoacacia</i>										
M±SD		Koren			M±SD		List		M±SD		Koren			M±SD		List			
As	K	L1	L2	K	L1	L2	K	L1	L2	As	K	L1	L2	K	L1	L2			
K	4.71±0.60	-	*	**	K	3.40±0.35	-	***	***	K	4.75±0.74	-	ns	ns	K	3.28±0.55	-	***	***
L1	5.14±0.28	*	-	ns	L1	4.50±0.42	***	-	ns	L1	4.70±0.39	ns	-	ns	L1	5.32±0.57	***	-	ns
L2	5.22±0.37	**	ns	-	L2	5.04±1.06	***	ns	-	L2	4.88±0.30	ns	ns	-	L2	5.96±1.55	***	ns	-
B	K	L1	L2	K	L1	L2	K	L1	L2	B	K	L1	L2	K	L1	L2			
K	13.22±1.90	-	***	*	K	31.32±14.24	-	***	***	K	14.46±2.74	-	***	***	K	32.19±12.62	-	***	***
L1	20.65±3.81	***	-	***	L1	353.05±142.38	***	-	***	L1	10.57±1.35	***	-	ns	L1	232.47±140.13	***	-	ns
L2	11.81±1.01	*	***	-	L2	137.45±49.96	***	***	-	L2	9.79±2.02	***	ns	-	L2	192.29±108.89	***	ns	-
Cu	K	L1	L2	K	L1	L2	K	L1	L2	Cu	K	L1	L2	K	L1	L2			
K	4.89±0.98	-	**	**	K	5.76±1.09	-	**	***	K	4.77±0.90	-	***	***	K	5.26±0.39	-	**	ns
L1	6.25±1.56	**	-	***	L1	9.48±2.22	***	-	ns	L1	2.71±0.24	***	-	ns	L1	6.22±0.38	***	-	***
L2	3.98±0.64	**	***	-	L2	8.34±1.39	***	ns	-	L2	2.78±0.30	***	ns	-	L2	5.20±0.65	ns	***	-
Zn	K	L1	L2	K	L1	L2	K	L1	L2	Zn	K	L1	L2	K	L1	L2			
K	24.10±1.91	-	ns	***	K	58.11±23.02	-	***	***	K	12.32±3.83	-	***	***	K	12.36±1.56	-	***	***
L1	24.45±2.28	ns	-	***	L1	113.36±13.37	***	-	*	L1	7.52±1.79	***	-	ns	L1	18.63±2.71	***	-	ns
L2	21.46±1.51	***	***	-	L2	123.95±12.02	***	*	-	L2	7.28±1.91	***	ns	-	L2	19.47±1.46	***	ns	-
Mn	K	L1	L2	K	L1	L2	K	L1	L2	Mn	K	L1	L2	K	L1	L2			
K	26.66±7.19	-	***	***	K	15.46±3.57	-	***	ns	K	27.60±10.44	-	***	***	K	15.65±2.54	-	***	**
L1	8.98±2.27	***	-	**	L1	27.56±5.28	***	-	***	L1	5.38±1.05	***	-	ns	L1	21.94±5.55	***	-	ns
L2	7.19±0.96	***	**	-	L2	15.20±2.32	ns	***	-	L2	4.77±1.69	***	ns	-	L2	20.68±6.51	**	ns	-
Mo	K	L1	L2	K	L1	L2	K	L1	L2	Mo	K	L1	L2	K	L1	L2			
K	0.49±0.11	-	***	***	K	0.42±0.06	-	***	***	K	3.03±1.28	-	***	***	K	0.42±0.08	-	***	***
L1	1.04±0.06	***	-	***	L1	1.28±0.09	***	-	***	L1	15.54±2.81	***	-	***	L1	5.75±2.13	***	-	***
L2	0.80±0.10	***	***	-	L2	0.66±0.09	***	***	-	L2	10.40±2.67	***	***	-	L2	10.46±3.03	***	***	-
Se	K	L1	L2	K	L1	L2	K	L1	L2	Se	K	L1	L2	K	L1	L2			
K	0.95±0.28	-	ns	ns	K	0.94±0.34	-	**	***	K	0.66±0.18	-	*	*	K	0.44±0.20	-	**	***
L1	0.90±0.28	ns	-	ns	L1	1.89±0.48	***	-	***	L1	0.48±0.22	*	-	***	L1	0.76±0.34	**	-	***
L2	0.98±0.31	ns	ns	-	L2	3.30±0.76	***	***	-	L2	0.95±0.41	*	***	-	L2	2.81±0.68	***	***	-
Cr	K	L1	L2	K	L1	L2	K	L1	L2	Cr	K	L1	L2	K	L1	L2			
K	3.28±1.03	-	ns	***	K	0.38±0.09	-	***	***	K	4.33±2.56	-	***	***	K	0.32±0.06	-	***	***
L1	2.71±1.11	ns	-	***	L1	0.93±0.24	***	-	**	L1	0.79±0.21	***	-	ns	L1	0.49±0.12	***	-	ns
L2	1.47±0.15	***	***	-	L2	0.67±0.14	***	**	-	L2	0.91±0.11	***	ns	-	L2	0.43±0.06	***	ns	-
Ni	K	L1	L2	K	L1	L2	K	L1	L2	Ni	K	L1	L2	K	L1	L2			
K	4.25±1.05	-	*	***	K	2.78±0.59	-	***	***	K	5.69±2.04	-	***	***	K	2.99±1.05	-	ns	ns
L1	3.56±0.55	*	-	***	L1	6.43±0.62	***	-	***	L1	2.77±0.23	***	-	***	L1	3.50±0.23	ns	-	ns
L2	2.71±0.39	***	***	-	L2	4.73±0.76	***	***	-	L2	3.45±0.16	***	***	-	L2	3.14±0.93	ns	ns	-

Razlike u sadržaju hemijskih elemenata (varijable - As, B, Cu, Zn, Mn, Mo, Se, Cr i Ni) u korenu i listovima ispitivanih vrsta biljaka, između različitih staništa, kao i razlike između ispitivanih vrsta biljaka na svakom od ispitivanih staništa, testirane su kanonijskom diskriminacionom analizom. Rezultati koji prikazuju razlike između staništa na kojima je analiziran sadržaj hemijskih elemenata u korenu *T. tetrandra* prikazani su na Slici 73. Može se uočiti da su staništa jasno razdvojena. Prema prvoj diskriminacionoj funkciji (DC1), koja objašnjava 90.20 % razlika, razdvajanju staništa najviše doprinosi sadržaj Zn i Mn u korenu.



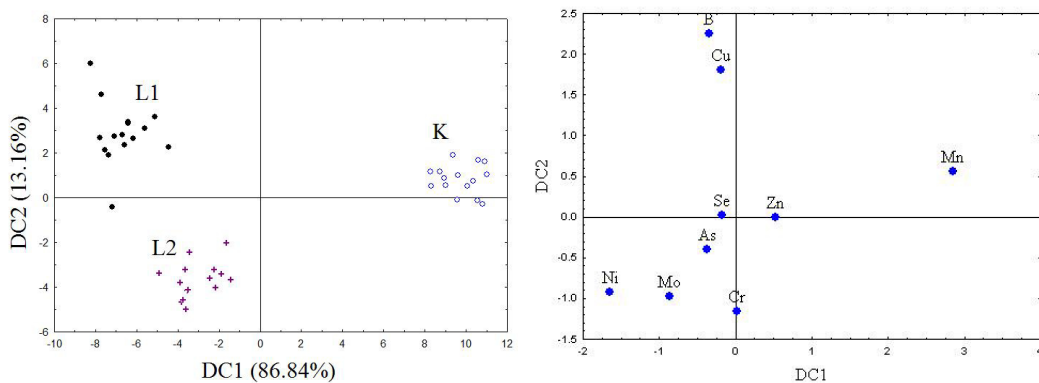
Slika 73. Kanonijska diskriminaciona analiza – razdvajanje staništa na osnovu sadržaja hemijskih elemenata korenu *T. tetrandra*; grafički prikaz standardizovanih koeficijenata za kanonijske varijable



Slika 74. Kanonijska diskriminaciona analiza – razdvajanje staništa na osnovu sadržaja hemijskih elemenata u korenu *A. fruticosa*; grafički prikaz standardizovanih koeficijenata za kanonijske varijable

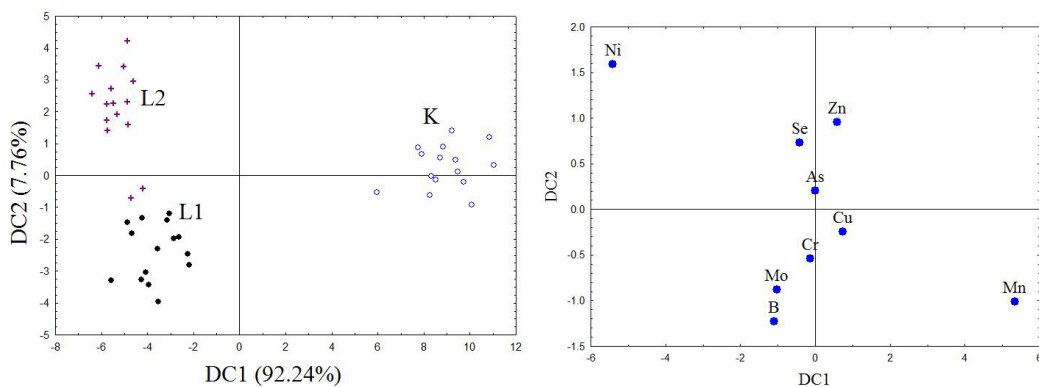
Rezultati koji prikazuju razlike između staništa na kojima je analiziran sadržaj hemijskih elemenata u korenu *A. fruticosa* prikazani su na Slici 74, gde se vidi da su staništa jasno razdvojena. Prema prvoj diskriminacionoj funkciji (DC1), koja objašnjava 67.84 % razlika u sadržaju ispitivanih hemijskih elemenata u korenu, razdvajanju staništa najznačajnije doprinosi sadržaj Mo, B i Cu.

Rezultati koji prikazuju razlike između staništa na kojima je analiziran sadržaj hemijskih elemenata u korenu *P. alba* prikazani su na Slici 75, gde se može uočiti jasno razdvajanje ispitivanih staništa. Prema prvoj diskriminacionoj funkciji (DC1), koja objašnjava 86.84 % razlika u sadržaju ispitivanih hemijskih elemenata u korenu, staništa se najznačajnije razdvajaju na osnovu sadržaja Mn.



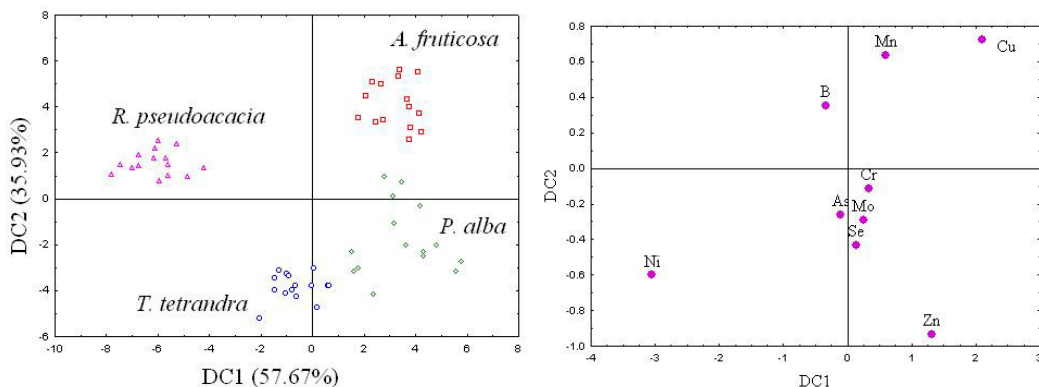
Slika 75. Kanonijska diskriminaciona analiza – razdvajanje staništa na osnovu sadržaja hemijskih elemenata u korenu *P. alba*; grafički prikaz standardizovanih koeficijenata za kanonijske varijable

Rezultati koji prikazuju razlike između staništa na kojima je analiziran sadržaj hemijskih elemenata u korenu *R. pseudoacacia* prikazani su na Slici 76, gde se može uočiti da su sva staništa jasno razdvojena. Prema prvoj diskriminacionoj funkciji (DC1), koja objašnjava 92.24 % razlika u sadržaju ispitivanih hemijskih elemenata u korenu, razdvajanju staništa najviše doprinose sadržaj Mn, Ni, B i Mo.



Slika 76. Kanonijska diskriminaciona analiza – razdvajanje staništa na osnovu sadržaja hemijskih elemenata u korenu *R. pseudoacacia*; grafički prikaz standardizovanih koeficijenata za kanonijske varijable

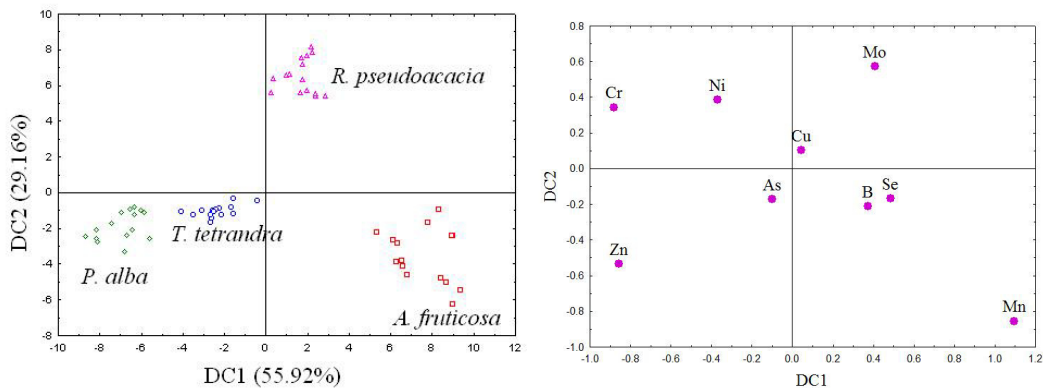
Razdvajanje ispitivanih vrsta biljaka na K, na osnovu sadržaja hemijskih elemenata u korenu, prikazano je na Slici 77. Na osnovu prve diskriminacione funkcije (DC1) koja objašnjava 57.67% razlika i druge diskriminacione funkcije (DC2) koja objašnjava 35.9 % razlika, može se uočiti da se na kontrolnom staništu ispitivane vrste biljaka jasno izdvajaju, a da razlikama najviše doprinosi sadržaj Ni, Cu i Zn u korenu (Slika 77).



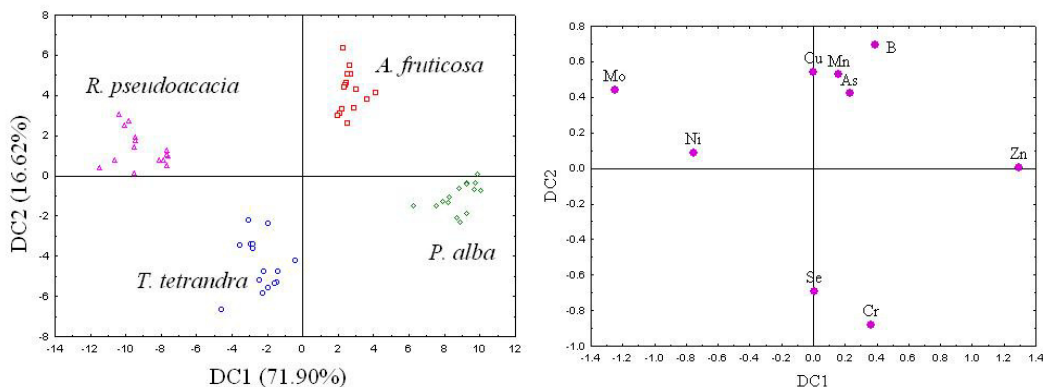
Slika 77. Kanonijska diskriminaciona analiza – razdvajanje vrsta biljaka na kontrolnom staništu na osnovu sadržaja hemijskih elemenata u korenu; grafički prikaz standardizovanih koeficijenata za kanonijske varijable

Na L1., prema prvoj diskriminacionoj funkciji (DC1), koja objašnjava 55.92 % razlika i drugoj diskriminacionoj funkciji (DC2), koja objašnjava 29.16 % razlika u

sadržaju hemijskih elemenata u korenu, ispitivane vrste biljaka se jasno razdvajaju, a razlikama najviše doprinose sadržaj Zn, Mn i Mo (Slika 78).



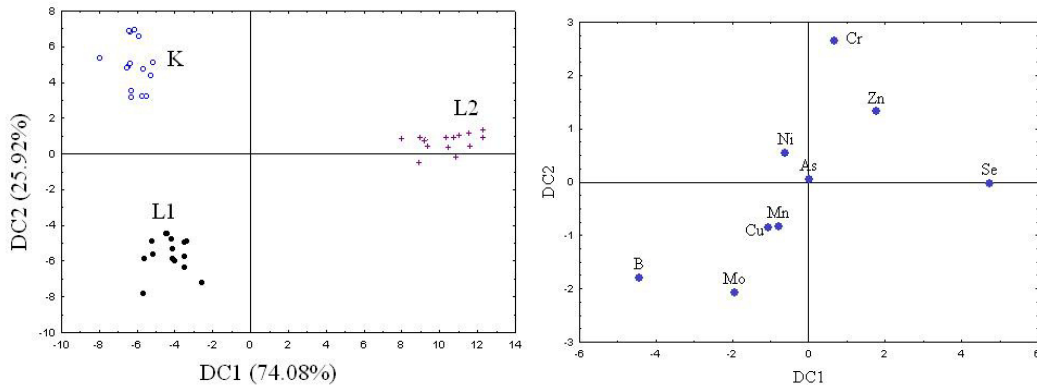
Slika 78. Kanonijska diskriminaciona analiza – razdvajanje vrsta biljaka na staništu L1 na osnovu sadržaja hemijskih elemenata u korenu; grafički prikaz standardizovanih koeficijenata za kanonijske varijable



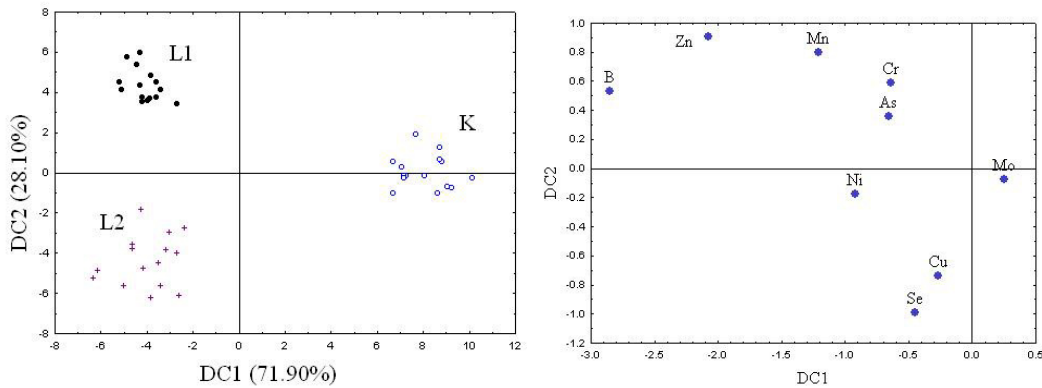
Slika 79. Kanonijska diskriminaciona analiza – razdvajanje vrsta biljaka na staništu L2 na osnovu sadržaja hemijskih elemenata u korenu; grafički prikaz standardizovanih koeficijenata za kanonijske varijable

Prema prvoj diskriminacionoj funkciji (DC1), koja objašnjava 71.90 % razlika i drugoj diskriminacionoj funkciji (DC2), koja objašnjava 16.62 % razlika za ispitivane hemijske elemente u korenu, može se uočiti da se na laguni L2 ispitivane vrste biljaka jasno izdvajaju, a da tome najviše doprinosi sadržaj Zn i Mo (Slika 79).

Rezultati koji prikazuju razdvajanje staništa na kojima je analiziran sadržaj hemijskih elemenata u listovima *T. tetrandra* prikazani su na Slici 80. Sva staništa na kojima raste tamariks su jasno razdvojena. Prema prvoj diskriminacionoj funkciji (DC1), koja objašnjava 74.08 % razlika staništa se najznačajnije razdvajaju na osnovu sadržaja Se i B.



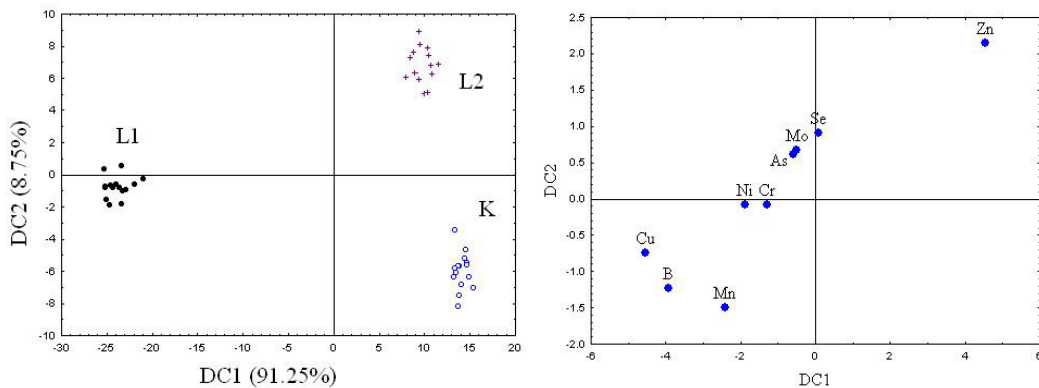
Slika 80. Kanonijska diskriminaciona analiza – razdvajanje staništa na osnovu sadržaja hemijskih elemenata u listovima *T. tetrandra*; grafički prikaz standardizovanih koeficijenata za kanonijske varijable



Slika 81. Kanonijska diskriminaciona analiza – razdvajanje staništa na osnovu sadržaja hemijskih elemenata u listovima *A. fruticosa*; grafički prikaz standardizovanih koeficijenata za kanonijske varijable

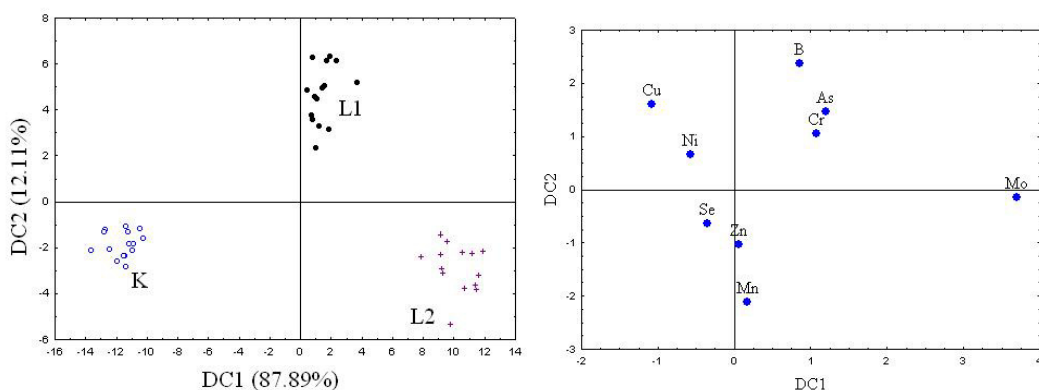
Na Slici 81 se može jasno uočiti da su sva staništa na kojima raste *A. fruticosa* jasno razdvojena. Prema prvoj diskriminacionoj funkciji (DC1), koja objašnjava 71.90 %

razlika u sadržaju ispitivanih hemijskih elementa u listovima, razdvajanju staništa najznačajnije doprinosi sadržaj B i Zn.



Slika 82. Kanonijska diskriminaciona analiza – razdvajanje staništa na osnovu sadržaja hemijskih elemenata u listovima *P. alba*; grafički prikaz standardizovanih koeficijenata za kanonijske varijable

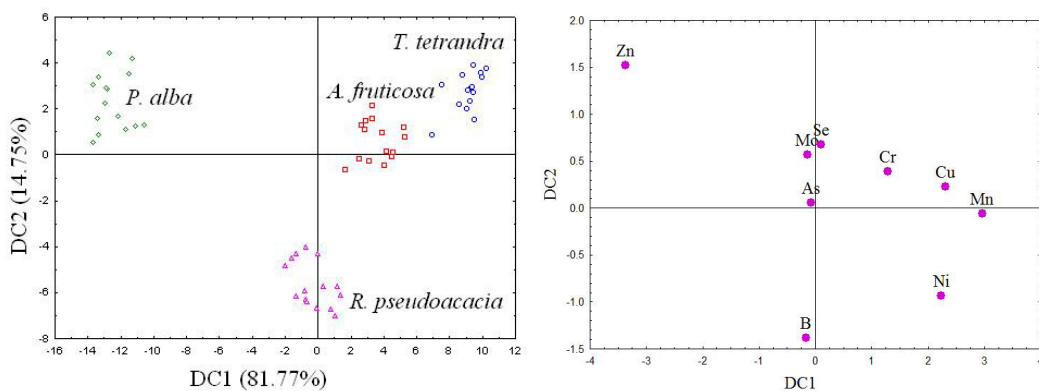
Rezultati koji prikazuju razdvajanje staništa na kojima je analiziran sadržaj hemijskih elemenata u listovima *P. alba* prikazani su na Slici 82. Sva staništa na kojima raste bela topola jasno su razdvojena. Prema prvoj diskriminacionoj funkciji (DC1), koja objašnjava 91.25 % razlika u sadržaju ispitivanih hemijskih elementa u listovima, staništa se najznačajnije razdvajaju na osnovu sadržaja Cu, Zn i B.



Slika 83. Kanonijska diskriminaciona analiza – razdvajanje staništa na osnovu sadržaja hemijskih elemenata u listovima *R. pseudoacacia*; grafički prikaz standardizovanih koeficijenata za kanonijske varijable

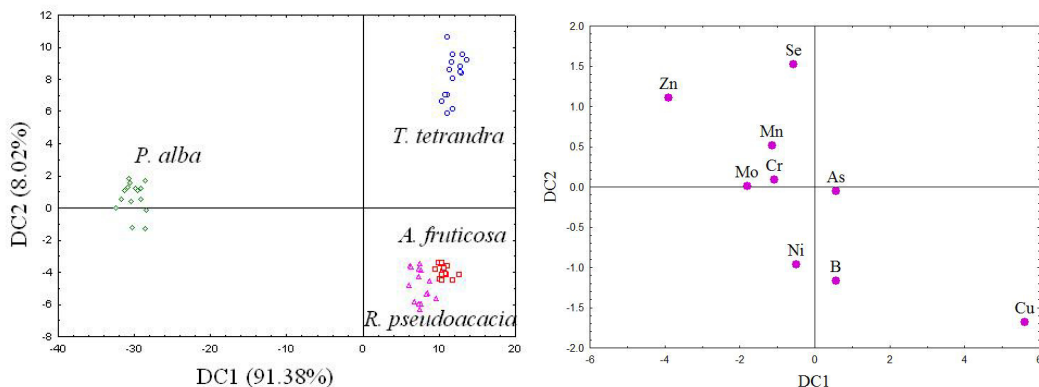
Razdvajanje staništa na kojima je analiziran sadržaj hemijskih elemenata u listovima *R. pseudoacacia* prikazani su na Slici 83. Sva staništa na kojima raste bagrem jasno su razdvojena. Prema prvoj diskriminacionoj funkciji (DC1), koja objašnjava 87.89 % razlika u sadržaju ispitivanih hemijskih elemenata u listovima, razlikama najviše doprinosi sadržaj Mo, As i B.

Razdvajanje ispitivanih vrsta biljaka na kontrolnom staništu, na osnovu sadržaja hemijskih elemenata u listovima, prikazano je na Slici 84. Može se uočiti da su prema prvoj diskriminacionoj funkciji (DC1) koja objašnjava 81.77 % razlika i drugoj diskriminacionoj funkciji koja objašnjava 14.75 % razlika u sadržaju hemijskih elemenata u listovima, vrste *P. alba* i *R. pseudoacacia* su jasno razdvojene, dok se vrste *T. tetrandra* i *A. fruticosa*, delimično preklapaju i da su sadržaj Zn i Mn u listovima varijable koje najviše utiču na razdvajanje.



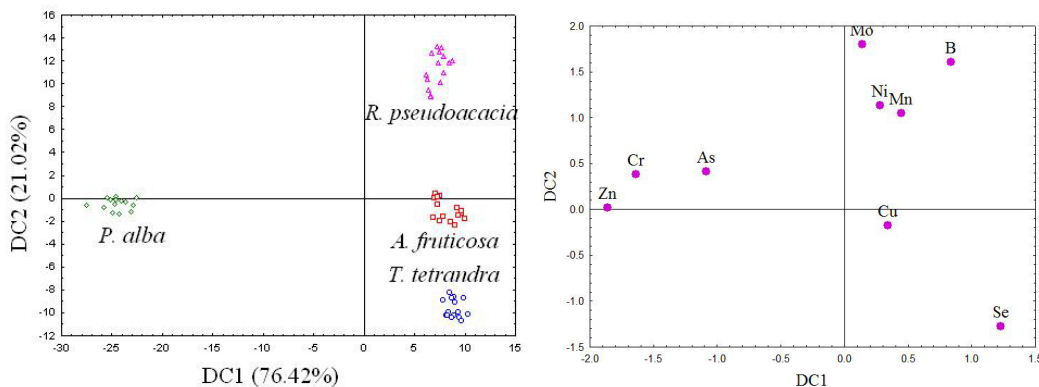
Slika 84. Kanonijska diskriminaciona analiza – razdvajanje vrsta biljaka na kontrolnom staništu na osnovu sadržaja hemijskih elemenata u listovima; grafički prikaz standardizovanih koeficijenata za kanonijske varijable

Rezultati koji prikazuju razdvajanje vrsta biljaka na staništu L1 prikazani su na Slici 85. Prema prvoj diskriminacionoj funkciji (DC1), koja objašnjava 91.38% razlika i drugoj diskriminacionoj funkciji (DC2), koja objašnjava 14.75% razlika u sadržaju hemijskih elemenata u listovima, vrste *P. alba* i *T. tetrandra* su jasno razdvojene dok se *R. pseudoacacia* i *A. fruticosa* delimično preklapaju. Najveći značaj za razdvajanja po obe diskriminacione funkcije imaju varijable Cu, Se, B i Zn.



Slika 85. Kanonijska diskriminaciona analiza – razdvajanje vrsta biljaka na staništu L1 na osnovu sadržaja hemijskih elemenata u listovima; grafički prikaz standardizovanih koeficijenata za kanonijske varijable

Rezultati koji prikazuju razdvajanje vrsta biljaka na staništu L2 prikazani su na Slici 86. Sve vrste su jasno razdvojene. Prema prvoj diskriminacionoj funkciji (DC1), koja objašnjava 76.42 % razlika i drugoj diskriminacionoj funkciji (DC2), koja objašnjava 21.02 % razlika u sadržaju ispitivanih hemijskih elemenata u listovima, razdvajanje najviše doprinosi sadržaj Zn, Se, Mo i B.



Slika 86. Kanonijska diskriminaciona analiza – razdvajanje vrsta biljaka na staništu L2 na osnovu sadržaja hemijskih elemenata u listovima; grafički prikaz standardizovanih koeficijenata za kanonijske varijable

5.3.4. Biokoncentracioni (BCF) i translokacioni (TF) faktor kod ispitivanih vrsta biljaka

Biokoncentracioni faktor (BCF) omogućuje procenu sposobnosti biljke da akumulira teške metale i druge hemijske elemente iz supstrata. Vrednosti ovog faktora koje su veće od 1 ukazuju da je biljka potencijalni akumulator određenog elementa. Translokacioni faktor (TF) se koristi za određivanje sposobnosti biljaka da određene elemente premeštaju iz korena u list. Vrednost TF veća od 1 ukazuje da je biljka efikasna u transportu metala iz korena u list. Vrednosti BCF za koren i list i TF kod ispitivanih vrsta prikazani su na Slikama 87-89.

Kod svih ispitivanih vrsta biljaka, BCF u korenu i listu za As, je bio manji od 1 na svim staništima tokom cele sezone. TF za As kod tamariksa i bagrenca, na svim staništima tokom sezone je bio manji od 1. Kod bele topole u julu i septembru na L2, TF je bio veći od 1, dok je na K i L1 u sva tri sezonska preseka i na L2 u maju, bio manji od 1. Kod bagrema u maju na svim staništima TF je bio manji od 1, dok je u julu i septembru na K bio manji od 1, a na L1 i L1 veći od 1. Ovo nam ukazuje da su ispitivane biljke slabi akumulatori As. Tamariks i bagrenac na svim ispitivanim staništima veći deo usvojenog As zadržavaju na nivou korena, dok bela topola na L2 i bagrem na L1 i L2 veću količinu transportuju u list, a manju zadržavaju u korenu.

Kod svih ispitivanih vrsta, BCF za B u korenu na K je bio veći od 1, dok je na L1 i L2 bio manji od 1, tokom sezone. BCF u listu za B na K, kod svih biljaka bio je veći od 1. Kod tamariksa na L1, BCF za B u listu je bio manji od 1, a na L2 veći od 1. Kod bagrenca, bele topole i bagrema BCF za B u listu je bio veći od 1 i na L1 i na L2. Kod svih ispitivanih vrsta biljaka, na svim lokalitetima i u svim sezonskim presecima TF za B je bio veći od 1, osim kod bele topole na K u maju. Možemo reći da su sve ispitivane biljke dobri akumulatori B i da veći deo usvojenog B transportuju u list.

BCF za Cu u korenu i listu, kod ispitivanih biljaka, na svim staništima, tokom cele sezone, je bio manji od 1, dok je TF bio veći od 1, osim kod bagrenca i bele topole u maju na K. Ispitivane biljke su slabi akumulatori Cu i veći deo usvojenog Cu transportuju u list na svim staništima.

BCF za Zn u korenu, na K, L1 i L2 je bio manji od 1 tokom cele sezone, kod ispitivanih vrsta, osim kod bele topole na L2 u julu mesecu. BCF za Zn u listu kod

tamariksa, bagrenca i bagrema, na K i L1 je bio manji od 1. U julu na L2 BCF za Zn u listu kod tamariksa i bagrenaca je bio veći od 1. BCF za Zn u listovima bele topole na svim staništima, osim na K u maju mesecu, je bio veći od 1. TF za Zn, kod svih vrsta i na svim staništima tokom sezone, je bio veći od 1, osim kod bagrema na K u maju mesecu. Sve ispitivane biljke, osim bele topole, slabo akumuliraju Zn, a veći deo usvojenog Zn transportuju u list.

BCF za Mn u korenu i listu, kod svih vrsta, na svim staništima je bio manji od 1. Kod tamariksa TF za Mn na svim staništima je bio veći od 1. Kod bagrenca, u maju i septembru na svim staništima bio je veći od 1, dok je u julu bio manji od 1. Kod bele topole i bagrema na K, TF raste tokom sezone i u septembru je bio oko 1, dok je na L1 i L2 bio veći od 1 u sva tri sezonska preseka. Ispitivane biljke nisu akumulatori Mn. Na L1 i L2, veći deo usvojenog Mn transportuju u list, osim tamariksa koji ga zadržava na nivou korena, iako usvaja veće količine Mn u odnosu na ostale vrste.

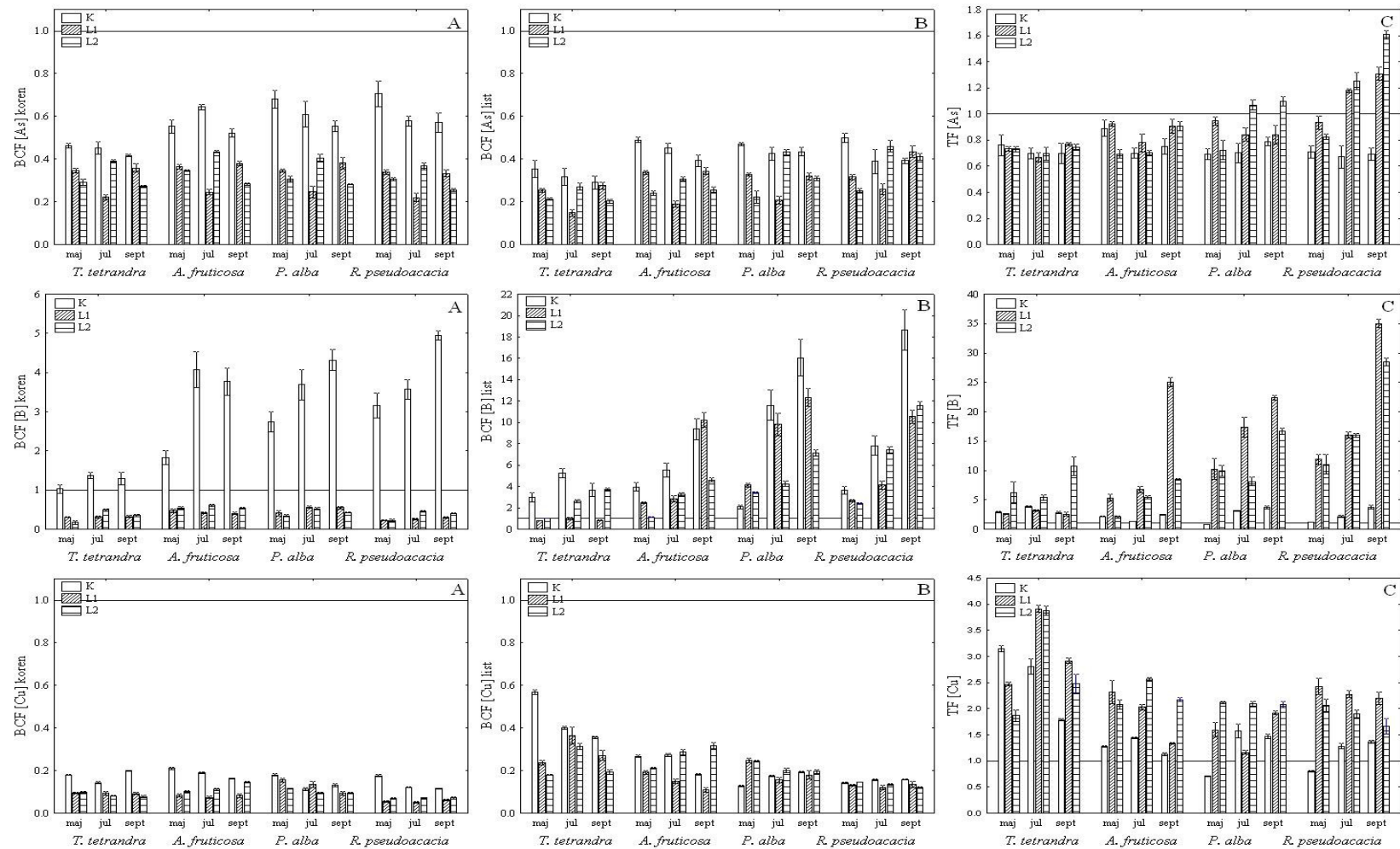
BCF za Mo u korenu tamariksa i bele topole na K, bio je manji od 1, a kod bagrenca i bagrema veći od 1 tokom cele sezone, osim kod bagrenca u septembru mesecu. Na L1 tamariks i bela topola imale su BCF oko 1, dok je kod bagrenca i bagrema on bio veći od 1, tokom cele sezone. Na L2, bagrenac u maju, tamariks u maju i julu, a bela topola tokom cele sezone imaju BCF za Mo u korenu manji od 1. Bagrem je na L2, u sva tri sezonska preseka imao BCF u korenu veći od 1. Kod svih biljaka na K tokom sezone, osim tamariksa u septembru, TF za Mo je bio manji od 1. Na L1 tamariks i bela topola su imale TF za Mo veći od 1, a bagrenac i bagrem manji od 1. Na L2 tamariks i bagrenac u maju su imali TF veći od 1, a u julu i septembru manji od 1. Kod bele topole TF za Mo na L2 je bio manji od 1. Kod bagrema u maju i jul bio je veći od 1, a u septembru manji od 1. Bela topola na ispitivanim staništima ne akumulira Mo u korenu, već samo u listu i to na L1. Tamariks akumulira Mo u listu više nego u korenu, ali samo na L1. Bagrenac akumulira Mo u korenu i listu na L1 tokom cele sezone, a na L2 u julu i avgustu, ali znatno manje nego na L1. Bagrem akumulira Mo u korenu na svim staništima, a u listu i na L1 i na L2, pri čemu su količine akumuliranog Mo u listu samo na L2 veće u odnosu na količine akumulirane ukorenu.

Kod svih vrsta na K, BCF za Se u korenu se smanjivao tokom sezone tako da je u maju i julu bio veći od 1, a u septembru manji od 1. Na L1 kod svih vrsta biljaka, BCF u korenu je bio manji od 1, osim kod tamariksa u julu kada je on imao graničnu vrednost.

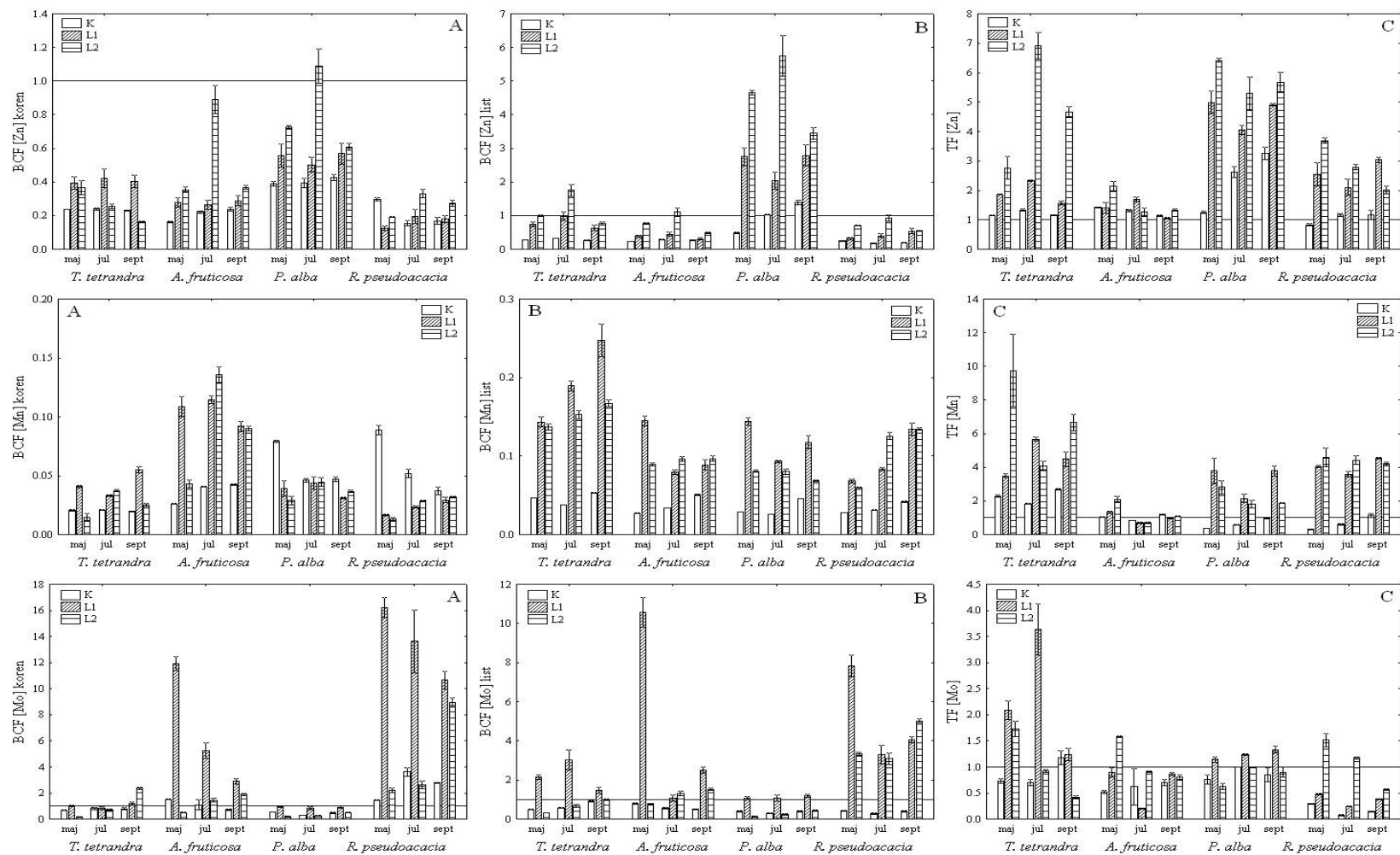
Na L2 kod svih vrsta tokom sezone BCF za selen u korenu se povećavao, ali samo kod tamariksa i bagrenca u julu i septembru postaje veći od 1. BCF za selen u listu kod tamariksa je bio veći od 1 na svim staništima osim na K u septembru. Bagrenac i bagrem Se su akumulirali u listu na K i L2, a bela topola u maju i julu na K i L1, a u septembru i na L2. Sve vrste više Se akumuliraju u listu ali su te količine najveće na L2 a najmanje na K.

Kod svih ispitivanih vrsta na svim staništima BCF za Cr u korenu i listu, bio je manji od 1, a TF je samo kod tamariksa u julu na L1 bio veći od 1. To ukazuje da ispitivane vrste nisu dobri akumulatori hroma.

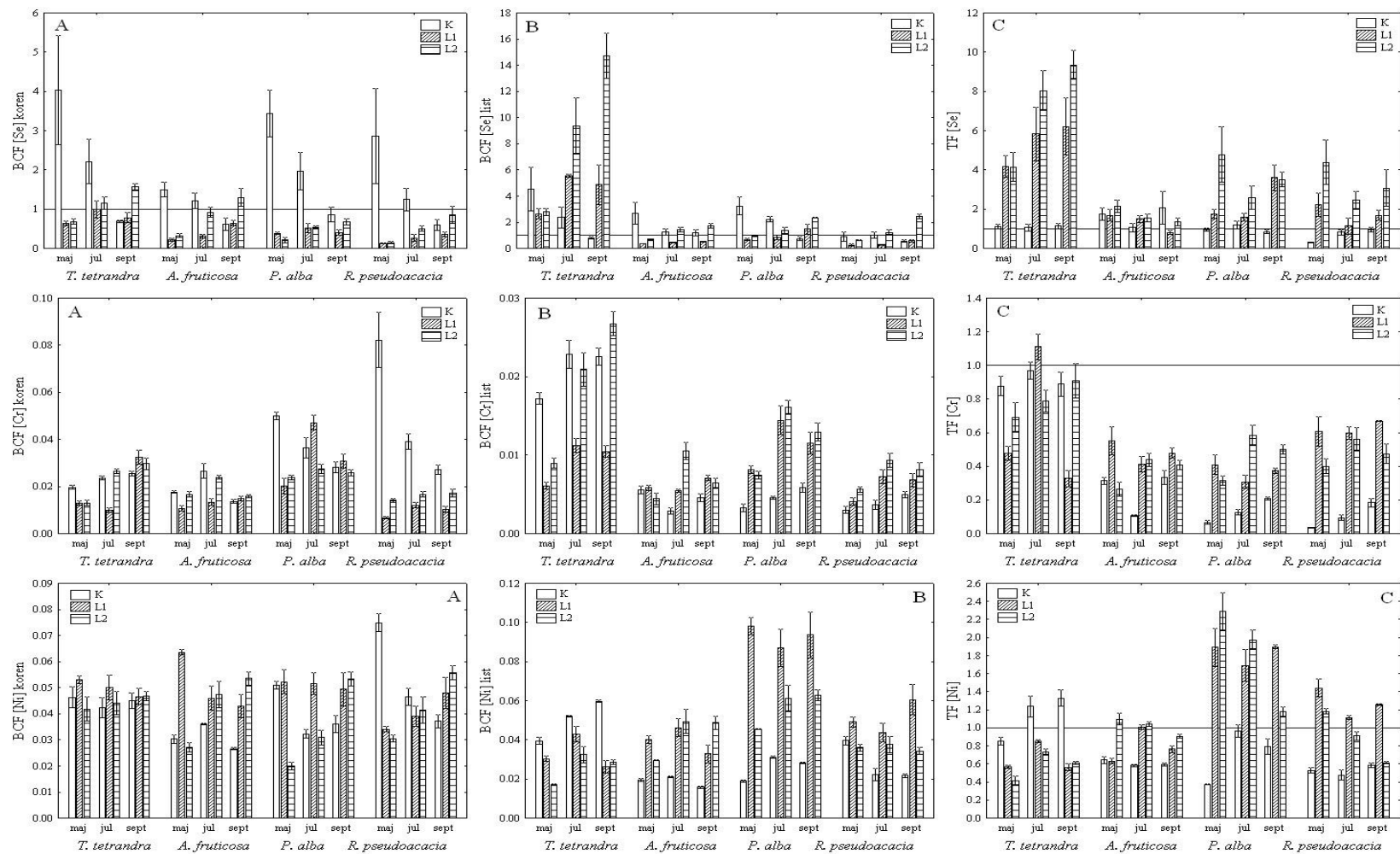
BCF za Ni u korenu i listu ispitivanih biljaka na svim staništima bio je manji od 1. TF kod tamariksa je samo na K bio veći od 1, a kod bagrenca, bele topole i bagrema je na K bio manji od 1, a na L1 i L2 veći od 1. Ispitivane vrste ne akumuliraju Ni, a sve sem tamariksa, veći deo usvojenog Ni transportuju u list.



Slika 87. Biokoncentracioni faktor u korenu (A) i listu (B) i translokacioni faktor (C), za As, B i Cu kod ispitivanih vrsta biljaka



Slika 88. Biokoncentracioni faktor u korenu (A) i listu (B) i translokacioni faktor (C), za Zn, Mn i Mo kod ispitivanih vrsta biljaka



Slika 89. Biokoncentracioni faktor u korenu (A) i listu (B) i translokacioni faktor (C), za Se, Cr i Ni kod ispitivanih vrsta biljaka

5.4. ADAPTIVNI ODGOVOR BILJAKA NA USLOVE MULTIPNOG STRESA NA DEPONIJU PEPELA 'TENT A' U OBRENOVCU

5.4.1. Kinetika fluorescencije hlorofila - efikasnost fotosinteze

Fotosintetički odgovor biljaka na stresne uslove koji vladaju na lagunama deponije pepela 'TENT A' različite starosti, analiziran je korišćenjem indukovane fluorescencije hlorofila. Razlike u efikasnosti fotosinteze ispitivanih vrsta biljaka analizirane su na osnovu vremenske (Slika 90) i prostorne (Slika 91) dinamike parametra Fv/Fm, na kontrolnom staništu (K) i lagunama deponije pepela (L1 i L2). Razlike između vrsta na svakom staništu, prikazane su u Tabeli 50. Na osnovu trofaktorske analize varijansi (factorial ANOVA) uočeno je da na razlike značajan uticaj imaju tri faktora varijabilnosti (stanište, sezona i vrsta, $p < 0.001$), ali da je uticaj sezone najizraženiji a zatim slede uticaj staništa i na kraju uticaj vrste (Tabela 49).

Tabela 49. Uticaj faktora varijabilnosti (stanište, sezona i vrsta) na razlike u fotosintetičkoj efikasnosti ispitivanih vrsta biljaka

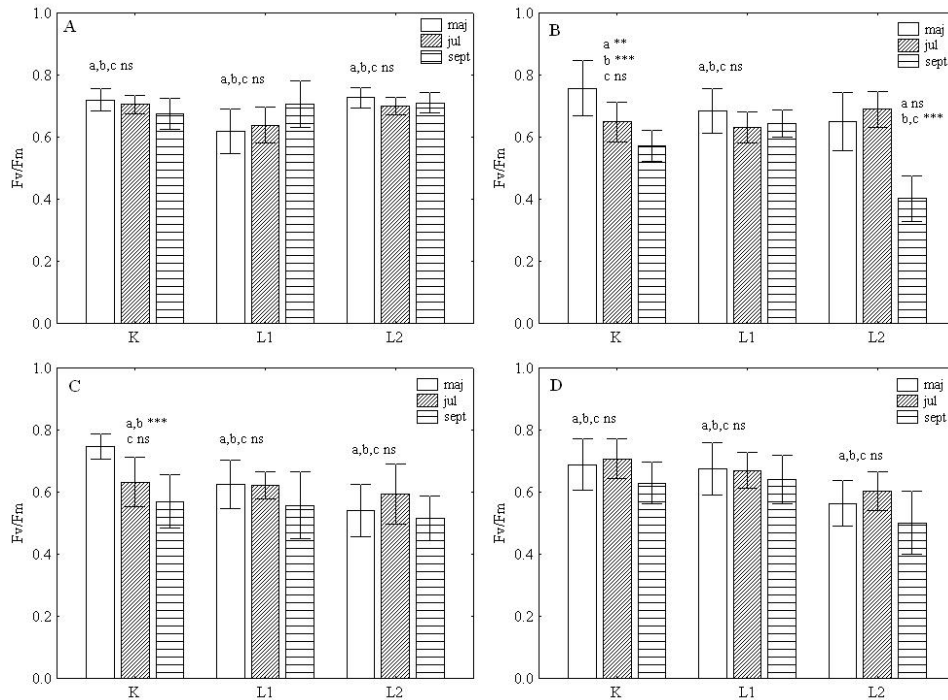
Fv/Fm	Stanište	Sezona	Vrsta	Stanište* Sezona	Stanište* Vrsta	Sezona* Vrsta	Stanište* Sezona* Vrsta
F	53.25	63.89	44.00	20.68	17.58	16.55	7.06
p	***	***	***	***	***	***	***

Na K, opseg izmerenih vrednosti parametra Fv/Fm tokom perioda istraživanja kretao se: kod tamariksa 0.603 - 0.771, kod bagrenca 0.402 - 0.823, kod bele topole 0.443 - 0.806 i kod bagrema 0.431 - 0.785. Na L1, vrednosti su se kretale kod tamariksa 0.447 - 0.867, bagrenca 0.470 - 0.783, bele topole 0.338 - 0.741 i bagrema 0.447 - 0.788. Na L2, vrednosti Fv/Fm su bile: za tamariks 0.627 - 0.804, bagrenac 0.313 - 0.788, belu topolu 0.348 - 0.721 i bagrem 0.345 - 0.721.

Analiza parametra Fv/Fm kod tamariksa na ispitivanim staništima je pokazala da nije bilo razlika u fotosintetičkoj efikasnosti tokom sezone. Na staništu L1 efikasnost fotosinteze je bila manja u odnosu na staništa K i L2, u maju ($p < 0.01$) i julu ($p < 0.05$), dok razlike između K i L2 nisu utvrđene. U septembru vrednost Fv/Fm bila je slična na

sve tri staništa. Na K fotosintetička efikasnost bagrenca je u maju bila je veća u odnosu na jul ($p < 0.01$) i septembar ($p < 0.001$). Na L1 bila je slična tokom cele sezone, a na L2 u maju i julu je bila slična, ali veća u odnosu na septembar ($p < 0.001$). Prostorna dinamika parametra F_v/F_m u maju je pokazala da je fotosintetička efikasnost bagrenca na K i L1, kao i L1 i L2 slična, ali da je na K bila veća u odnosu na L2 ($p < 0.01$). U julu razlike između staništa nisu utvrđene. U septembru na K i L1 bila je slična i veća u odnosu na L2 ($p < 0.001$). Analiza fotosintetičke efikasnosti bele topole je pokazala da je na K u maju vrednost F_v/F_m bila veća u odnosu na jul ($p < 0.001$) i septembar ($p < 0.001$), a u julu slična kao u septembru. Na L1 i L2 vremenska dinamika je pokazala da nije bilo razlika u F_v/F_m tokom sezone. U maju vrednost F_v/F_m na K je bila veća u odnosu na L1 ($p < 0.001$) i L2 ($p < 0.001$), a na L1 slična kao na L2. U julu i septembru prostorna dinamika je pokazala da razlike između staništa nisu postojale. Vremenska dinamika parametra F_v/F_m kod bagrema na svim staništima pokazala je da nije bilo razlike u efikasnosti fotosinteze tokom sezone. U sva tri sezonska preseka vrednost F_v/F_m na K i L1 bila je slična. Na L2 efikasnost fotosinteze je bila manja u odnosu na K (u maju ($p < 0.001$), julu ($p < 0.05$) i septembru ($p < 0.001$)) i u odnosu na L1 (u maju ($p < 0.01$) i septembru ($p < 0.001$)). Samo u julu vrednost F_v/F_m kod bagrema na L1 i L2 bila je slična.

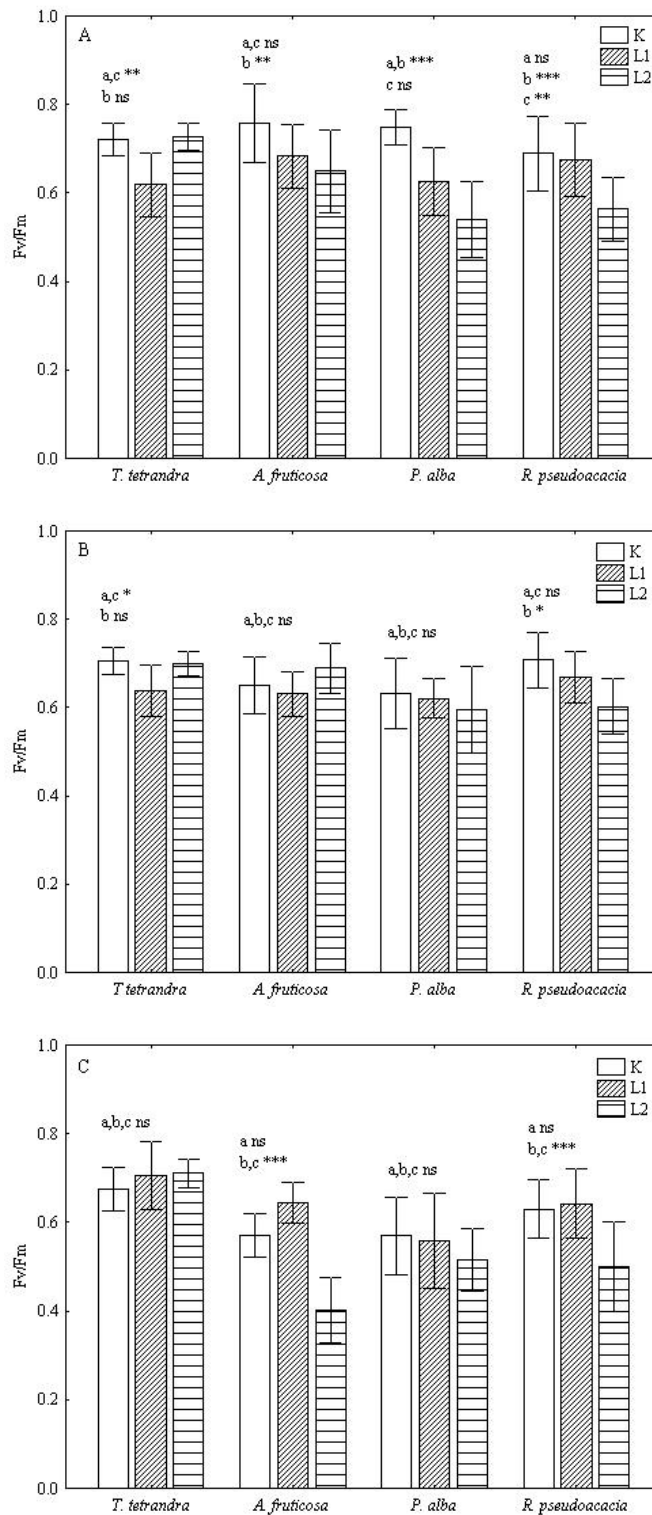
Na kontrolnom staništu u maju masecu sve ispitivane vrste imale su slične vrednosti efikasnosti fotosinteze. U julu efikasnost fotosinteze kod tamariksa je bila veća nego kod bele topole ($p < 0.05$), a u septembru veća nego kod bele topole ($p < 0.01$) i bagrenca ($p < 0.01$). Na L1 u maju i julu sve ispitivane vrste su imale slične vrednosti parametra F_v/F_m , a u septembru tamariks je imao veće vrednosti efikasnosti fotosinteze u odnosu na belu topolu ($p < 0.001$). Na L2 u maju i julu, efikasnost fotosinteze tamariksa i bagrenca, kao i bele topole i bagrema, bila je slična. Kod tamariksa su u maju izmerene veće vrednosti F_v/F_m u odnosu na belu topolu ($p < 0.001$) i bagrem ($p < 0.001$), a kod bagrenca veće u odnosu na belu topolu ($p < 0.01$). Isti trend razlika ispitivane vrste su imale i u julu mesecu, samo su nivoi značajnosti bili manji ($p < 0.01$; $p < 0.05$). U septembru kod tamariksa su izmerene veće vrednosti F_v/F_m u odnosu na ostale tri vrste ($p < 0.001$), a kod bagrenca manje u odnosu na belu topolu ($p < 0.001$) i bagrem ($p < 0.05$).



Slika 90. Vremenska dinamika fotosintetičke efikasnosti: A – *T. tetrandra*, B – *A. fruticosa*, C – *P. alba* i D – *R. pseudoacacia*, na K, L1 i L2, (ANOVA, n=20, **p<0.01, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)

Tabela 50. Razlike u intenzitetu fotosintetičke efikasnosti ispitivanih vrsta biljaka, na pasivnim lagunama 'TENT A' (L1 i L2) i kontrolnom staništu (K), tokom sezone (ANOVA, n=20, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)

Vrsta	K					L1				L2					
	M (SD)	T	A	P	R	M (SD)	T	A	P	R	M (SD)	T	A	P	R
Maj															
<i>T. tetrandra</i>	0.720 (0.037)	-	ns	ns	ns	0.619 (0.072)	-	ns	ns	ns	0.727 (0.032)	-	ns	***	***
<i>A. fruticosa</i>	0.758 (0.088)	ns	-	ns	ns	0.684 (0.072)	ns	-	ns	ns	0.650 (0.094)	ns	-	**	ns
<i>P. alba</i>	0.748 (0.040)	ns	ns	-	ns	0.626 (0.078)	ns	ns	-	ns	0.541 (0.085)	***	**	-	ns
<i>R. pseudoacacia</i>	0.689 (0.083)	ns	ns	ns	-	0.675 (0.084)	ns	ns	ns	-	0.563 (0.073)	***	ns	ns	-
Jul															
<i>T. tetrandra</i>	0.706 (0.030)	-	ns	*	ns	0.639 (0.059)	-	ns	ns	ns	0.699 (0.029)	-	ns	**	*
<i>A. fruticosa</i>	0.650 (0.064)	ns	-	ns	ns	0.632 (0.051)	ns	-	ns	ns	0.689 (0.064)	ns	-	*	ns
<i>P. alba</i>	0.633 (0.080)	*	ns	-	ns	0.621 (0.043)	ns	ns	-	ns	0.594 (0.100)	**	*	-	ns
<i>R. pseudoacacia</i>	0.708 (0.064)	ns	ns	ns	-	0.669 (0.058)	ns	ns	ns	-	0.603 (0.063)	*	ns	ns	-
Septembar															
<i>T. tetrandra</i>	0.675 (0.049)	-	**	**	ns	0.706 (0.076)	-	ns	***	ns	0.711 (0.032)	-	***	***	***
<i>A. fruticosa</i>	0.572 (0.049)	**	-	ns	ns	0.644 (0.045)	ns	-	ns	ns	0.402 (0.074)	***	-	***	*
<i>P. alba</i>	0.570 (0.087)	**	ns	-	ns	0.558 (0.107)	***	ns	-	ns	0.516 (0.071)	***	***	-	ns
<i>R. pseudoacacia</i>	0.630 (0.066)	ns	ns	ns	-	0.641 (0.078)	ns	ns	ns	-	0.501 (0.102)	***	*	ns	-



Slika 91. Prostorna dinamika fotosintetičke efikasnosti kod ispitivanih vrsta biljaka na pasivnim lagunama (L1 i L2) deponije pepela 'TENT A' i kontrolnom staništu (K) u A – maju, B – julu i C – septembru (ANOVA, n=20, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)

5.4.2. Sadržaj hlorofila u listovima ispitivanih vrsta biljaka

Razlike u sadržaju hlorofila (Chl a, Chl b, Chl a+b i Chl a/b) u listovima ispitivanih biljaka analizirane su na osnovu njihove vremenske (Slike 92-95) i prostorne (Slike 96-99) dinamike. Razlike između vrsta na svakom staništu, prikazane su u Tabelama 52-55. Na osnovu trofaktorske analize varijansi (factorial ANOVA) uočeno je da na razlike u sadržaju hlorofila značajan uticaj imaju sva tri faktora varijabilnosti (stanište, sezona i vrsta, $p < 0.001$), ali da je uticaj staništa na sadržaj Chl a, Chl b i Chl a+b veći. Na odnos Chl a/b stanište nema značajan uticaj, a uticaj sezone je veći ($p < 0.001$) od uticaja vrste (Tabela 51).

Tabela 51. Uticaj faktora varijabilnosti (stanište, sezona i vrsta) na razlike u sadržaju hlorofila u listovima ispitivanih vrsta biljaka

Hlorofil		Stanište	Sezona	Vrsta	Stanište* Sezona	Stanište* Vrsta	Sezona* Vrsta	Stanište* Sezona* Vrsta
Chl a	F p	146.07 ***	13.38 ***	75.24 ***	4.70 ***	11.90 **	24.93 ***	146.07 ***
Chl b	F p	86.416 ***	3.166 *	25.765 ***	5.435 ***	20.448 ***	20.625 ***	11.021 ***
Chl a+b	F p	147.43 ***	9.08 ***	67.72 ***	5.27 ***	15.32 ***	27.06 ***	15.67 ***
Chl a/b	F p	0.8 ns	20.60 ***	14.42 ***	4.16 **	11.58 ***	2.84 *	4.66 ***

Tokom istraživanja, sadržaj Chl a u listovima tamariksa kretao se: na K od 2.561 – 5.885 mg/g, na L1 od 2.987 – 6.451 mg/g i na L2 od 2.489 – 4.528 mg/g. Na K je rastao od maja do jula ($p < 0.01$), a onda opadao do septembra ($p < 0.001$), kada je bio manji u odnosu na maj ($p < 0.05$). Na L1 je imao isti trend kao na K, dok je na L2 razlike u njegovom tokom istraživanja nisu utvrđene. U maju i septembru listovi tamariksa su na sva tri staništa imali sličan sadržaj Chl a. U julu na K i L1 sadržaj je bio sličan, ali veći u odnosu na L2 ($p < 0.001$). Sadržaj Chl b u listovima tamariksa kretao se: na K od 0.818 – 2.492 mg/g, na L1 od 0.961 – 1.874 mg/g i na L2 od 0.788 – 1.334 mg/g. Na K je rastao od maja do jula ($p < 0.001$), a zatim opadao do septembra ($p < 0.001$). Na L1 je samo u septembru utvrđen manji sadržaj Chl b u odnosu na jul mesec ($p < 0.01$), dok je

na L2 sadržaj Chl b u listovima tamariksa bio ujednačen tokom cele sezone. U maju i septembru sadržaj Chl b u listovima tamariksa bio je sličan na sva tri ispitivana staništa, dok je u julu na L2 bio manji u odnosu na K ($p < 0.001$) i L1 ($p < 0.01$). Razlike između K i L1 nisu utvrđene. Sezonska dinamika Chl a+b u listovima tamariksa bila je sličana dinamici Chl a što je uslovio veći sadržaj Chl a u odnosu na Chl b. Odnos Chl a/b na K u maju je bio veći u odnosu na septembar ($p < 0.01$), dok na L1 i L2 razlike tokom sezone nisu uočene.

Sadržaj Chl a u listovima bagrenca tokom sezone kretao se: na K od 4.162 – 7.5798 mg/g, na L1 od 4.161 – 7.075 mg/g i na L2 od 3.076 – 6.741 mg/g. Na K sadržaj Chl a u listovima bagrenca u maju i julu bio je sličan a u septembru veći u odnosu na maj ($p < 0.001$), ali sličan sadržaju u julu mesecu. Na L1 u maju je bio veći u odnosu na jul ($p < 0.01$) i septembar ($p < 0.05$), a na L2 od maja do jula je rastao ($p < 0.001$), a od jula do septembra je opadao ($p < 0.001$), kada je bio sličan sadržaju u maju mesecu. U maju sadržaj Chl a u listovima bagrenca bio je najveći na L1 ($p < 0.001$), u julu je bio ujednačen na sva tri staništa, a u septembru na K je bio veći i u odnosu na L1 ($p < 0.001$) i u odnosu na L2 ($p < 0.001$). Sadržaj Chl b u listovima bagrenca kretao se: na K od 1.076 – 1.955 mg/g, na L1 od 1.246 – 2.110 mg/g i na L2 od 0.812 – 2.411 mg/g. Na K u septembru je bio veći u odnosu na maj mesec ($p < 0.05$), na L1 se nije menjao tokom sezone, a na L2 od maja do jula se povećavao ($p < 0.001$), a od jula do septembra je ostao nepromenjen. Razlika u sadržaju Chl b u listovima bagrenca utvrđena je samo u maju kada je na L1 utvrđen veći sadržaj ovog pigmenta u odnosu na K ($p < 0.01$) i L2 ($p < 0.001$). Dinamika ukupnog hlorofila bila je sličana dinamici Chl a, a odnos Chl a/b na sva tri staništa nije se menjao tokom sezone.

Sadržaj Chl a u listovima bele topole kretao se: na K od 3.518 – 5.578 mg/g, na L1 od 3.405 – 5.568 mg/g i na L2 od 1.564 – 4.225 mg/g. Na K i L1 se nije menjao tokom sezone, dok je na L2 u maju i julu bio sličan, a u septembru manji u odnosu na maj ($p < 0.05$). Tokom cele sezone listovi bele topole na K i L1 su imali ujednačen sadržaj Chl a. U maju i julu na L2 sadržaj Chl a je bio manji u odnosu na K ($p < 0.001$) i L1 ($p < 0.01$; $p < 0.001$), dok je u julu bio ujednačen na sva tri staništa. Sadržaj Chl b kretao se: na K od 0.930 – 1.730 mg/g, na L1 od 1.211 – 2.080 mg/g i na L2 od 0.516 – 1.339 mg/g. Na sva tri staništa sadržaj Chl b u listovima bele topole nije se menjao tokom sezone. U maju je bio sličan na sva tri staništa, u julu na L2 je bio manji u odnosu na L1

($p < 0.01$), a u septembru manji u odnosu na L1 ($p < 0.001$) i K ($p < 0.001$). Dinamika ukupnog hlorofila bila je sličana dinamici Chl a, a odnos Chl a/b na K i L2 se nije menjao tokom sezone, dok je na L1 u maju bio veći u odnosu na jul mesec ($p < 0.01$)

Sadržaj Chl a u listovima bagrema kretao se tokom sezone: na K od 4.644 – 8.533 mg/g, na L1 od 4.193 – 6.220 mg/g i na L2 od 2.563 – 4.305 mg/g. Na K, listovi bagrema su u julu imali manji sadržaj Chl a u odnosu na maj ($p < 0.001$) i septembar ($p < 0.001$), dok su na L1 i L2 imali sličan sadržaj Chl a tokom cele sezone. U maju i septembru sadržaj Chl a u listovima bagrema na K je bio veći u odnosu na L1 ($p < 0.01$; $p < 0.001$) i L2 ($p < 0.001$). U julu, na K i L1 sadržaj je bio ujednačen a na L2 manji u odnosu na K ($p < 0.001$) i L1 ($p < 0.05$). Sadržaj Chl b u listovima bagrema kretao se: na K od 1.414 – 2.547 mg/g, na L1 od 1.087 – 2.314 mg/g i na L2 od 0.532 – 1.310 mg/g. Na K, u julu je bio manji u odnosu na septembar ($p < 0.001$). Na L1 u maju je bio veći u odnosu na jul ($p < 0.001$) i septembar ($p < 0.01$), dok je na L2 bio ujednačen tokom cele sezone. U maju sadržaj Chl b u listovima bagrema na L2 bio je manji u odnosu na K ($p < 0.001$) i L1 ($p < 0.001$), u julu i septembru manji samo u odnosu na K ($p < 0.001$). U maju i julu na K i L1 sadržaj Chl b je bio sličan, a u septembru manji na L1 u odnosu na K ($p < 0.001$). I kod bagrema sezonska dinamika ukupnog hlorofila i Chl a bila je slična, a odnos Chl a/b ujednačen tokom cele sezone na sva tri staništa.

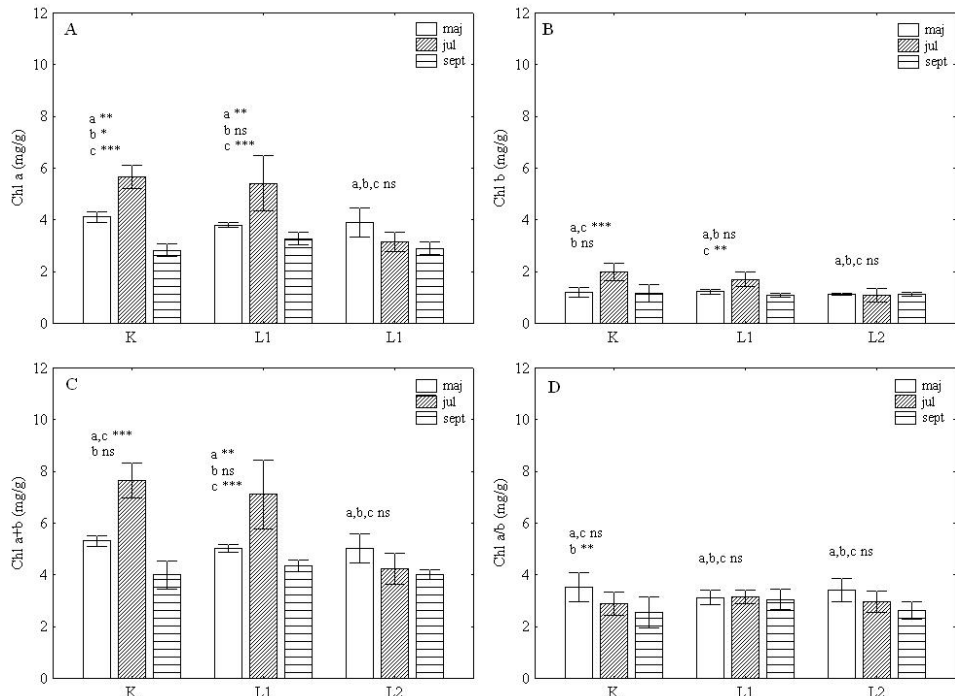
Na K u maju tamariks, bagrenac i bela topola su imale sličan sadržaj Chl a, dok je u listovima bagrema sadržaj bio veći u odnosu na sve ispitivane vrste ($p < 0.001$). U julu bela topola je imala manje Chl a u odnosu na tamariks ($p < 0.001$) i bagrenac ($p < 0.01$), a slično kao i bagrem. U septembru bagrenac i bagrem su imali više Chl a u odnosu na tamariks ($p < 0.001$) i belu topolu ($p < 0.001$). Na L1 u maju sadržaj Chl a u listovima tamariksa je bio manji u odnosu na sadržaj u listovima bagrenca ($p < 0.001$) i bagrema ($p < 0.001$), koji su imali sličan sadržaj Chl a. Listovi bele topole su imali manji sadržaj Chl a u odnosu na bagrenac ($p < 0.05$), a sličan sadržaj kao tamariks i bagrem. U julu sve vrste na L1 su imale ujednačen sadržaj Chl a, dok je u septembru sadržaj Chl a u listovima tamariksa opao tako da je postao manji u odnosu na sadržaj kod ostalih ispitivanih vrsta ($p < 0.01$; $p < 0.05$). Na L2 sve vrste su imale sličan sadržaj Chl a u maju mesecu. U julu sadržaj Chl a u listovima bagrenca se povećao tako da je postao veći u odnosu na sadržaj kod ostalih ispitivanih vrsta ($p < 0.001$). U septembru bagrenac i

bagrem su imali sličan sadržaj Chl a, koji je bio veći u odnosu na sadržaj u listovima bele topole ($p < 0.001$).

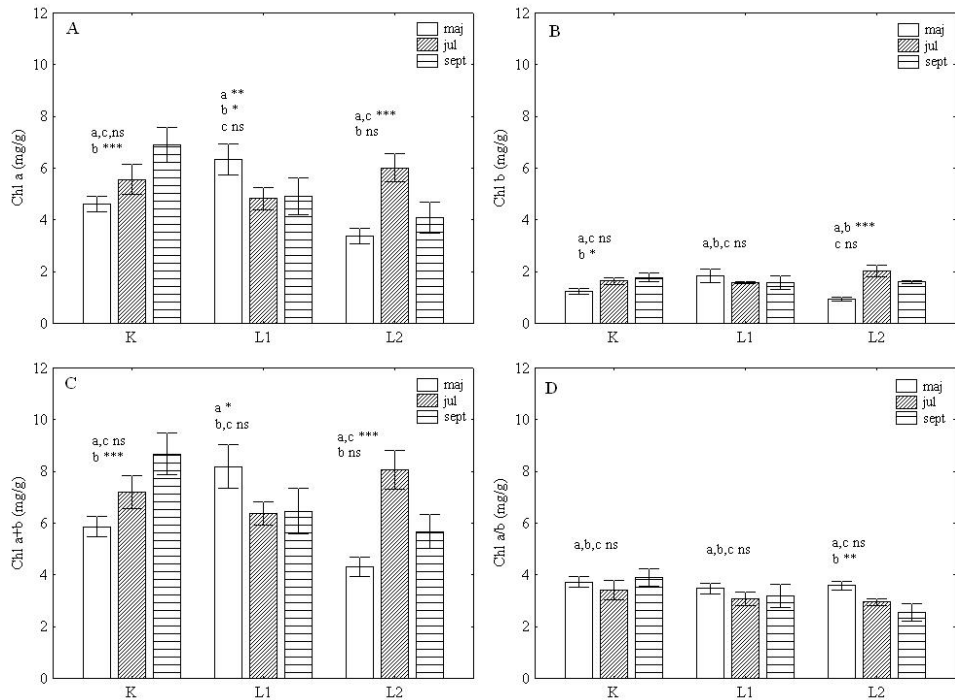
Na K u maju tamariks, bagrenac i bela topola su imali sličan sadržaj Chl b koji je bio manji u odnosu na sadržaj u listovima bagrema ($p < 0.001$). U julu samo je bela topola imala manji sadržaj Chl b u odnosu na tamariks ($p < 0.001$). U septembru bagrem je imao veći sadržaj Chl b u odnosu na bagrenac ($p < 0.05$), belu topolu ($p < 0.001$) i tamariks ($p < 0.001$). Tamariks je imao manji sadržaj Chl b u odnosu na bagrenac ($p < 0.01$), dok su bagrenac i bela topola imale ujednačen sadržaj. Na L1 u maju, sadržaj Chl b kod tamariksa je bio manji u odnosu na sadržaj kod bagrenca ($p < 0.01$) i bagrema ($p < 0.001$), a sličan sadržaju u listovima bele topole. Bela topola je imala manji sadržaj Chl b u odnosu na bagrem ($p < 0.01$). U julu i septembru nisu utvrđene razlike mu sadržaju Chl b između ispitivanih vrsta. Na L2 u maju sve vrste su imale ujednačen sadržaj Chl b. U julu sadržaj je bio najveći u listovima bagrenca u odnosu na ostale tri vrste ($p < 0.001$), a u septembru veći u odnosu na belu topolu ($p < 0.001$) i bagrem ($p < 0.05$), a sličan sadržaju u listovima tamariksa.

Na svakom od ispitivanih staništa razlike u sadržaju Chl a+b u listovima ispitivanih vrsta bile su sličane razlikama u sadržaju Chl a.

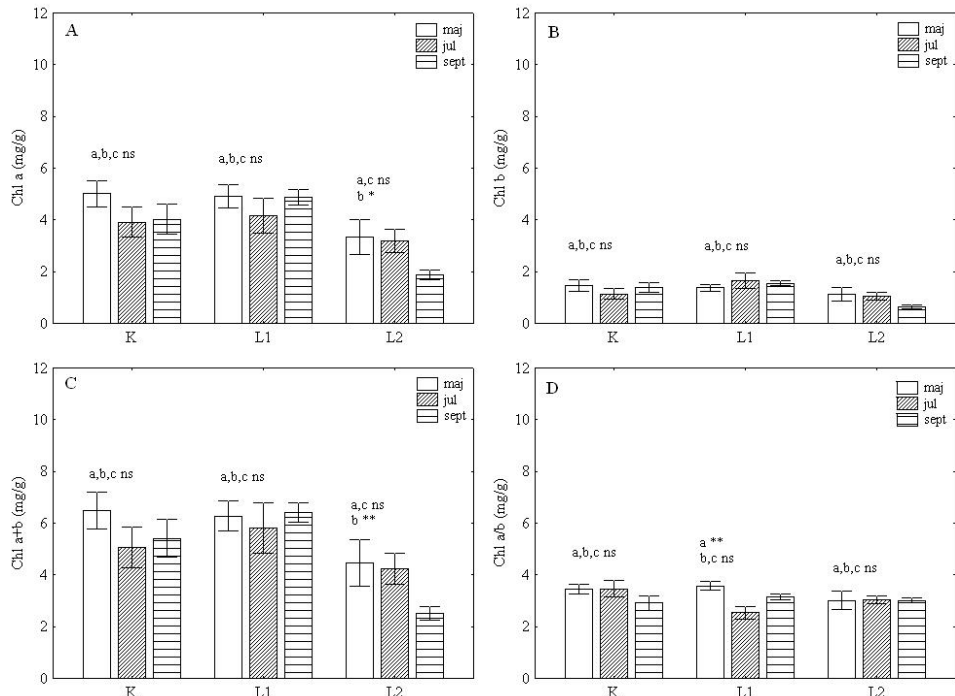
Kod svih ispitivanih vrsta na K u maju i julu, odnos Chl a/b je bio ujednačen. Povećanje Chl a u listovima bagrenca u septembru uslovalo je veći odnos Chl a/b u odnosu na ostale ispitivane vrste ($p < 0.01$). Na L1 sve ispitivane vrste su imale sličan odnos Chl a/b u maju i septembru. U julu povećanje Chl b u listovima bele topole uslovalo je manji odnos Chl a/b u odnosu na bagrem ($p < 0.010$). Na L2, najveći odnos Chl a/b bio je u listovima bagrema, u maju u odnosu na belu topolu ($p < 0.001$), u julu u odnosu na tamariks ($p < 0.001$), bagrenac ($p < 0.001$) i belu topolu ($p < 0.05$), a u septembru samo u odnosu na bagrenac ($p < 0.05$).



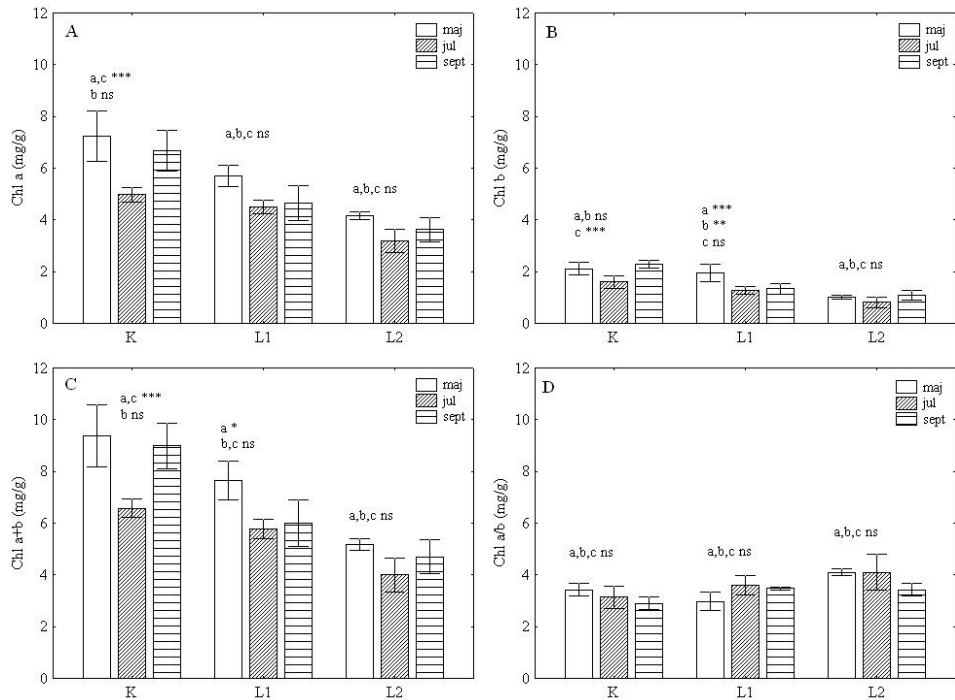
Slika 92. Vremenska dinamika sadržaja Chl a – A, Chl b – B, Chl a+b – C i Chl a/b – D u listovima *T. tetrandra*, na K, L1 i L2, (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)



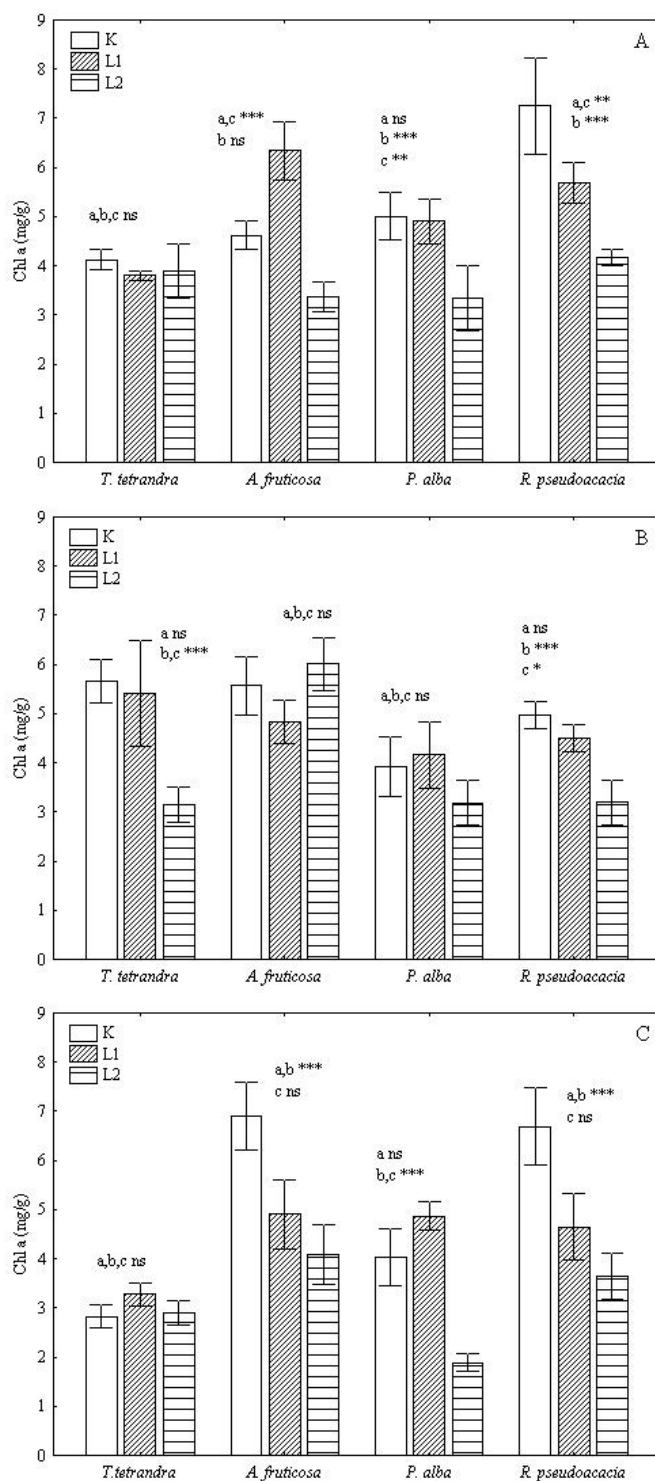
Slika 93. Vremenska dinamika sadržaja Chl a – A, Chl b – B, Chl a+b – C i Chl a/b – D u listovima *A. fruticosa*, na K, L1 i L2, (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)



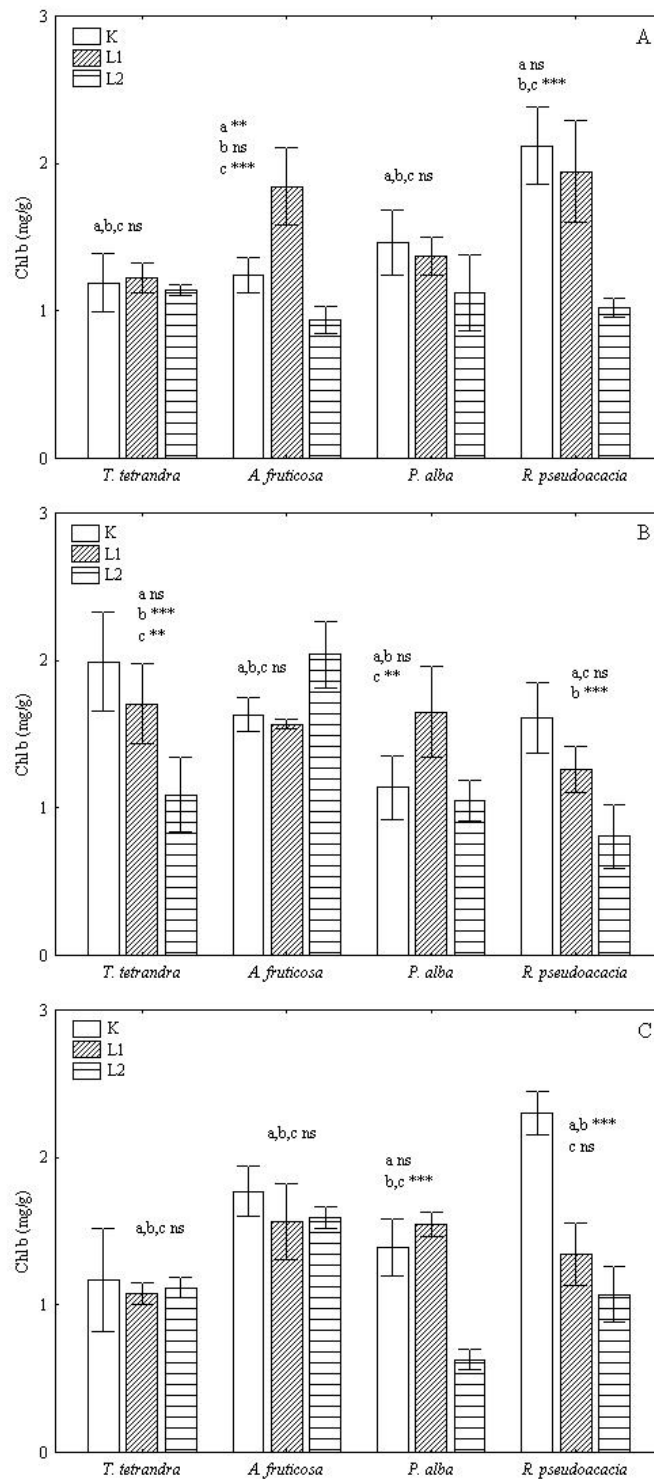
Slika 94. Vremenska dinamika sadržaja Chl a – A, Chl b – B, Chl a+b – C i Chl a/b – D u listovima *P. alba*, na K, L1 i L2, (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ns - nema značajnih razlika)



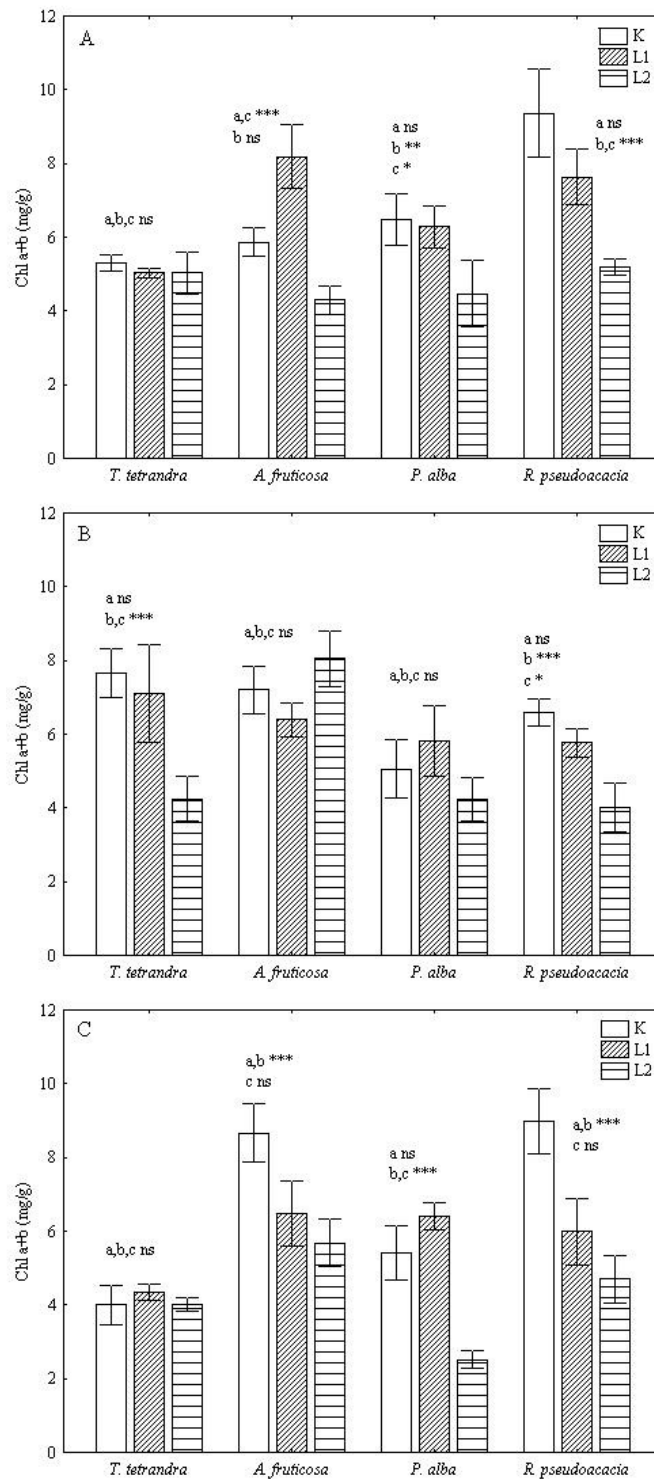
Slika 95. Vremenska dinamika sadržaja Chl a – A, Chl b – B, Chl a+b – C i Chl a/b – D u listovima *R. pseudoacacia*, na K, L1 i L2, (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ns - nema značajnih razlika)



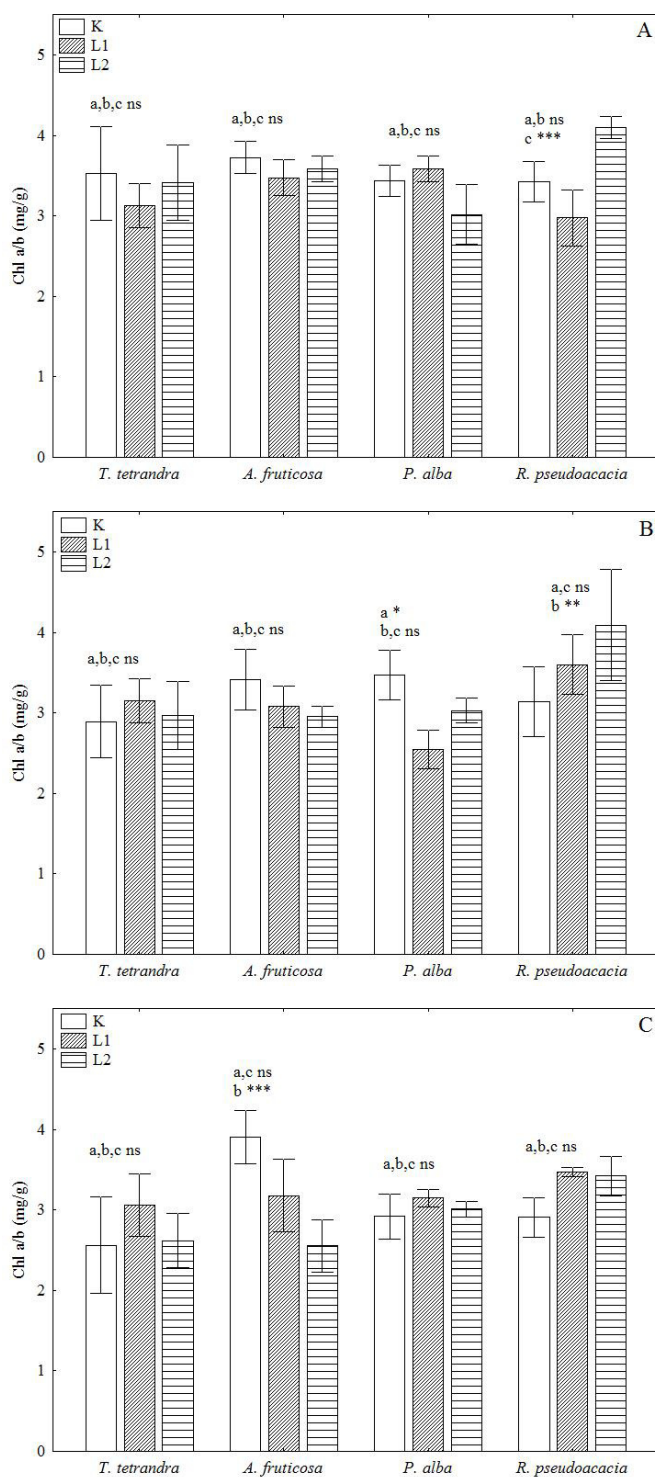
Slika 96. Prostorna dinamika sadržaja Chl a u listovima ispitivanih vrsta biljaka na pasivnim lagunama (L1 i L2) deponije pepela 'TENT A' i kontrolnom staništu (K) u A – maju, B – julu i C – septembru mesecu (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)



Slika 97. Prostorna dinamika sadržaja Chl b u listovima ispitivanih vrsta biljaka na pasivnim lagunama (L1 i L2) deponije pepela 'TENT A' i kontrolnom staništu (K) u A – maju, B – julu i C – septembru mesecu (ANOVA, n=5, **p<0.01, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)



Slika 98. Prostorna dinamika sadržaja Chl a+b u listovima ispitivanih vrsta biljaka na pasivnim lagunama (L1 i L2) deponije pepela 'TENT A' i kontrolnom staništu (K) u A – maju, B – julu i C – septembru mesecu (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)



Slika 99. Prostorna dinamika sadržaja Chl a/b u listovima ispitivanih vrsta biljaka na pasivnim lagunama (L1 i L2) deponije pepela 'TENT A' i kontrolnom staništu (K) u A – maju, B – julu i C – septembru mesecu (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)

Tabela 52. Razlike u sadržaju Chl a u listovima ispitivanih vrsta biljaka, na pasivnim lagunama deponije pepela ‘TENT A’ (L1 i L2) i kontrolnom staništu (K), tokom sezone (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)

Chl a		K				L1					L2				
Vrsta	M (SD) [mg/g]	T	A	P	R	M (SD) [mg/g]	T	A	P	R	M (SD) [mg/g]	T	A	P	R
Maj															
<i>T. tetrandra</i>	4.120 (0.208)	-	ns	ns	***	3.806 (0.092)	-	***	ns	***	3.890 (0.559)	-	ns	ns	ns
<i>A. fruticosa</i>	4.621 (0.290)	ns	-	ns	***	6.349 (0.596)	***	-	*	ns	3.363 (0.299)	ns	-	ns	ns
<i>P. alba</i>	5.011 (0.494)	ns	ns	-	***	4.908 (0.453)	ns	*	-	ns	3.342 (0.673)	ns	ns	-	ns
<i>R. pseudoacacia</i>	7.250 (0.919)	***	***	***	-	5.692 (0.409)	***	ns	ns	-	4.164 (0.160)	ns	ns	ns	-
Jul															
<i>T. tetrandra</i>	5.661 (0.455)	-	ns	***	ns	5.406 (1.073)	-	ns	ns	ns	3.154 (0.361)	-	***	ns	ns
<i>A. fruticosa</i>	5.566 (0.589)	ns	-	**	ns	4.825 (0.439)	ns	-	ns	ns	6.012 (0.538)	***	-	***	***
<i>P. alba</i>	3.921 (0.595)	***	**	-	ns	4.164 (0.681)	ns	ns	-	ns	3.187 (0.466)	ns	***	-	ns
<i>R. pseudoacacia</i>	4.971 (0.284)	ns	ns	ns	-	4.506 (0.275)	ns	ns	ns	-	3.194 (0.460)	ns	***	ns	-
Septembar															
<i>T. tetrandra</i>	2.829 (0.246)	-	***	ns	***	3.276 (0.245)	-	**	**	*	2.900 (0.241)	-	ns	ns	ns
<i>A. fruticosa</i>	6.899 (0.687)	***	-	***	ns	4.941 (0.701)	**	-	ns	ns	4.084 (0.609)	ns	-	***	ns
<i>P. alba</i>	4.031 (0.586)	ns	***	-	***	4.871 (0.291)	**	ns	-	ns	1.893 (0.187)	ns	***	-	***
<i>R. pseudoacacia</i>	6.686 (0.785)	***	ns	***	-	4.654 (0.688)	*	ns	ns	-	3.634 (0.469)	ns	ns	***	-

Tabela 53. Razlike u sadržaju Chl b u listovima ispitivanih vrsta biljaka, na pasivnim lagunama deponije pepela ‘TENT A’ (L1 i L2) i kontrolnom staništu (K), tokom sezone (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)

Chl b		K				L1					L2				
Vrsta	M (SD) [mg/g]	T	A	P	R	M (SD) [mg/g]	T	A	P	R	M (SD) [mg/g]	T	A	P	R
Maj															
<i>T. tetrandra</i>	1.192 (0.197)	-	ns	ns	***	1.224 (0.102)	-	**	ns	***	1.139 (0.038)	-	ns	ns	ns
<i>A. fruticosa</i>	1.245 (0.118)	ns	-	ns	***	1.842 (0.263)	**	-	ns	ns	0.938 (0.089)	ns	-	ns	ns
<i>P. alba</i>	1.466 (0.219)	ns	ns	-	***	1.372 (0.128)	ns	ns	-	**	1.124 (0.255)	ns	ns	-	ns
<i>R. pseudoacacia</i>	2.119 (0.260)	***	***	***	-	1.944 (0.346)	***	ns	**	-	1.018 (0.064)	ns	ns	ns	-
Jul															
<i>T. tetrandra</i>	1.992 (0.334)	-	ns	***	ns	1.707 (0.268)	-	ns	ns	ns	1.091 (0.253)	-	***	ns	ns
<i>A. fruticosa</i>	1.634 (0.118)	ns	-	ns	ns	1.568 (0.030)	ns	-	ns	ns	2.041 (0.228)	***	-	***	***
<i>P. alba</i>	1.140 (0.217)	***	ns	-	ns	1.649 (0.309)	ns	ns	-	ns	1.051 (0.140)	ns	***	-	ns
<i>R. pseudoacacia</i>	1.608 (0.238)	ns	ns	ns	-	1.262 (0.154)	ns	ns	ns	-	0.808 (0.216)	ns	***	ns	-
Septembar															
<i>T. tetrandra</i>	1.168 (0.346)	-	**	ns	***	1.078 (0.073)	-	ns	ns	ns	1.114 (0.069)	-	ns	ns	ns
<i>A. fruticosa</i>	1.771 (0.171)	**	-	ns	*	1.561 (0.259)	ns	-	ns	ns	1.596 (0.073)	ns	-	***	*
<i>P. alba</i>	1.387 (0.192)	ns	ns	-	***	1.548 (0.084)	ns	ns	-	ns	0.630 (0.069)	ns	***	-	ns
<i>R. pseudoacacia</i>	2.297 (0.147)	***	*	***	-	1.342 (0.212)	ns	ns	ns	-	1.071 (0.187)	ns	*	ns	-

Tabela 54. Razlike u sadržaju Chl a+b u listovima ispitivanih vrsta biljaka, na pasivnim lagunama deponije pepela ‘TENT A’ (L1 i L2) i kontrolnom staništu (K), tokom sezone (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)

Chl a+b		K				L1					L2				
Vrsta	M (SD) [mg/g]	T	A	P	R	M (SD) [mg/g]	T	A	P	R	M (SD) [mg/g]	T	A	P	R
Maj															
<i>T. tetrandra</i>	5.312 (0.219)	-	ns	ns	***	5.030 (0.139)	-	***	ns	***	5.030 (0.573)	-	ns	ns	ns
<i>A. fruticosa</i>	5.866 (0.392)	ns	-	ns	***	8.191 (0.856)	***	-	*	ns	4.302 (0.381)	ns	-	ns	ns
<i>P. alba</i>	6.477 (0.711)	ns	ns	-	***	6.280 (0.570)	ns	*	-	ns	4.465 (0.907)	ns	ns	-	ns
<i>R.</i>	9.370 (1.196)	***	***	***	-	7.636 (0.752)	***	ns	ns	-	5.183 (0.219)	ns	ns	ns	-
<i>pseudoacacia</i>															
Jul															
<i>T. tetrandra</i>	7.652 (0.664)	-	ns	***	ns	7.113 (1.321)	-	ns	ns	ns	4.244 (0.598)	-	***	ns	ns
<i>A. fruticosa</i>	7.200 (0.633)	ns	-	**	ns	6.392 (0.451)	ns	-	ns	ns	8.052 (1.582)	***	-	***	***
<i>P. alba</i>	5.061 (0.796)	***	**	-	ns	5.813 (0.970)	ns	ns	-	ns	4.237 (0.600)	ns	***	-	ns
<i>R.</i>	6.579 (0.360)	ns	ns	ns	-	5.769 (0.383)	ns	ns	ns	-	4.002 (0.661)	ns	***	ns	-
<i>pseudoacacia</i>															
Septembar															
<i>T. tetrandra</i>	3.997 (0.540)	-	***	ns	***	4.354 (0.220)	-	**	**	ns	4.015 (0.194)	-	ns	ns	ns
<i>A. fruticosa</i>	8.670 (0.804)	***	-	***	ns	6.471 (0.877)	**	-	ns	ns	5.680 (0.652)	ns	-	***	ns
<i>P. alba</i>	5.418 (0.734)	ns	***	-	***	6.419 (0.364)	**	ns	-	ns	2.522 (0.253)	ns	***	-	***
<i>R.</i>	8.983 (0.898)	***	ns	***	-	5.997 (0.899)	ns	ns	ns	-	4.705 (0.645)	ns	ns	***	-
<i>pseudoacacia</i>															

Tabela 55. Razlike u sadržaju Chl a/b u listovima ispitivanih vrsta biljaka, na pasivnim lagunama deponije pepela ‘TENT A’ (L1 i L2) i kontrolnom staništu (K), tokom sezone (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)

Chl a/b		K				L1					L2				
Vrsta	M (SD) [mg/g]	T	A	P	R	M (SD) [mg/g]	T	A	P	R	M (SD) [mg/g]	T	A	P	R
Maj															
<i>T. tetrandra</i>	3.528 (0.578)	-	ns	ns	ns	3.126 (0.275)	-	ns	ns	ns	3.414 (0.464)	-	ns	ns	ns
<i>A. fruticosa</i>	3.725 (0.203)	ns	-	ns	ns	3.470 (0.222)	ns	-	ns	ns	3.589 (0.160)	ns	-	ns	ns
<i>P. alba</i>	3.440 (0.194)	ns	ns	-	ns	3.581 (0.157)	ns	ns	-	ns	3.018 (0.368)	ns	ns	-	***
<i>R.</i>	3.425 (0.247)	ns	ns	ns	-	2.977 (0.348)	ns	ns	ns	-	4.096 (0.133)	ns	ns	***	-
<i>pseudoacacia</i>															
Jul															
<i>T. tetrandra</i>	2.892 (0.448)	-	ns	ns	ns	3.154 (0.272)	-	ns	ns	ns	2.966 (0.425)	-	ns	ns	***
<i>A. fruticosa</i>	3.414 (0.374)	ns	-	ns	ns	3.077 (0.261)	ns	-	ns	ns	2.953 (0.132)	ns	-	ns	***
<i>P. alba</i>	3.468 (0.305)	ns	ns	-	ns	2.544 (0.243)	ns	ns	-	**	3.030 (0.159)	ns	ns	-	**
<i>R.</i>	3.139 (0.431)	ns	ns	ns	-	3.600 (0.373)	ns	ns	**	-	4.090 (0.692)	***	***	**	-
<i>pseudoacacia</i>															
Septembar															
<i>T. tetrandra</i>	2.559 (0.597)	-	***	ns	ns	3.057 (0.385)	-	ns	ns	ns	2.617 (0.334)	-	ns	ns	ns
<i>A. fruticosa</i>	3.907 (0.329)	***	-	**	**	3.177 (0.448)	ns	-	ns	ns	2.556 (0.326)	ns	-	ns	*
<i>P. alba</i>	2.916 (0.281)	ns	**	-	ns	3.147 (0.105)	ns	ns	-	ns	3.010 (0.100)	ns	ns	-	ns
<i>R.</i>	2.907 (0.244)	ns	**	ns	-	3.471 (0.060)	ns	ns	ns	-	3.420 (0.244)	ns	*	ns	-
<i>pseudoacacia</i>															

5.4.3. Sadržaja ukupnih karotenoida (Tot Carot) u listovima ispitivanih vrsta biljaka

Razlike u sadržaju ukupnih karotenoida (Tot Carot) u listovima ispitivanih vrsta analizirane su na osnovu njihove vremenske (Slika 100) i prostorne (Slika 101) dinamike. Razlike između vrsta na ispitivanim staništima, prikazane su u Tabeli 57. Na osnovu trofaktorske analize varijanse (factorial ANOVA) uočeno je da na razlike značajan uticaj imaju sva tri faktora varijabilnosti (stanište, sezona i vrsta, $p < 0.001$), ali da je uticaj vrste biljaka veći (Tabela 56).

Tabela 56. Uticaj faktora varijabilnosti (stanište, sezona i vrsta) na razlike u sadržaju ukupnih karotenoida u listovima ispitivanih vrsta biljaka

Fv/Fm	Stanište	Sezona	Vrsta	Stanište* Sezona	Stanište* Vrsta	Sezona* Vrsta	Stanište* Sezona* Vrsta
F	67.89	80.42	159.86	2.27	18.07	54.81	16.43
p	***	***	***	ns	***	***	***

Sadržaj Tot Carot u listovima tamariksa tokom istraživanog perioda kretao se: na K od 0.584 – 1.893 mg/g, na L1 od 0.706 – 2.017 mg/g i na L2 od 0.652 – 1.442 mg/g. Na K, L1 i L2 povećavao se od maja do jula ($p < 0.001$), a zatim opadao od jula do septembra, kada je na L1 i L2 bio sličan, a na K manji u odnosu na sadržaj u maju ($p < 0.001$). U maju na K sadržaj Tot Carot je bio veći u odnosu na L1 ($p < 0.05$) i L2 ($p < 0.001$), u julu sličan na K i L1, ali veći u odnosu na L2 ($p < 0.001$), dok u septembru razlike između staništa nisu utvrđene.

U listovima bagrenca, sadržaj Tot Carot tokom istraživanog perioda kretao se: na K od 1.154 – 2.074 mg/g, na L1 od 1.210 – 1.960 mg/g i na L2 od 1.095 – 2.193 mg/g. Na K, sadržaj Tot Carot u maju i julu bio je sličan, a u septembru manji u odnosu na jul ($p < 0.001$). Na L1 od maja do jula je opadao ($p < 0.01$), a u septembru je bio sličan sadržaju u maju i julu. Na L2 sadržaj Tot Carot se povećavao od maja do jula ($p < 0.001$), a od jula do septembra je opadao ($p < 0.001$). U maju sadržaj Tot Carot u listovima tamariksa na K i L1 bio je sličan, a na L2 sličan kao na K, ali manji u odnosu na L1 ($p < 0.001$). U julu, na L1 je bio manji u odnosu na K ($p < 0.001$) i L2 ($p < 0.001$), dok je u

septembru na sva tri staništa sadržaj ukupnih karotenoida u listovima bagrenca bio ujednačen.

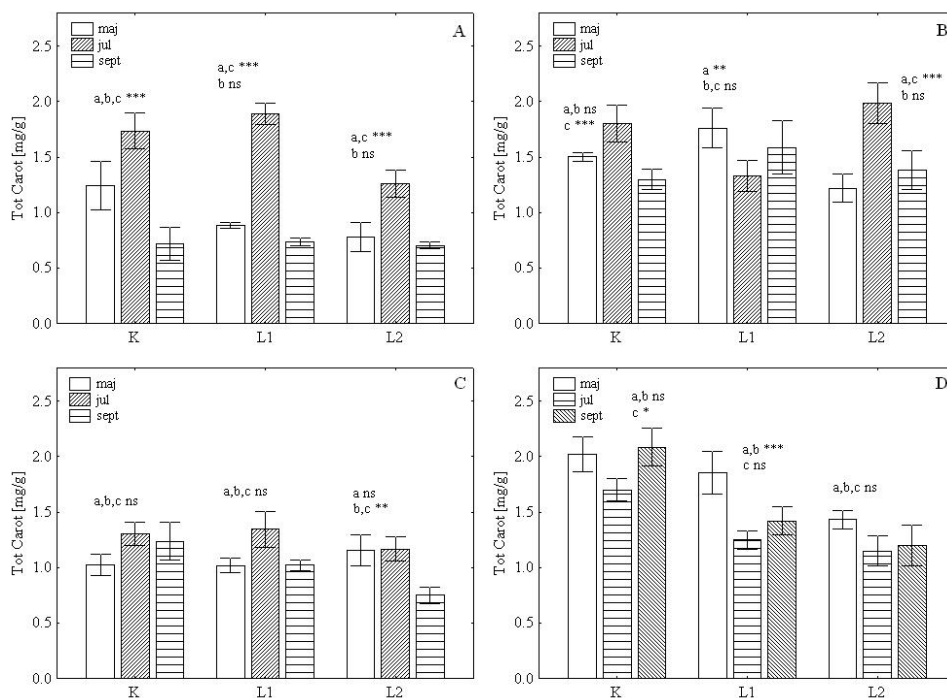
Sadržaj Tot Carot u listovima bele topole kretao se: na K od 0.876 – 1.458 mg/g, na L1 od 0.943 – 1.511 mg/g i na L2 od 0.643 – 1.360 mg/g. Na K i L1 nije se menjao tokom sezone, a na L2 je u septembru bio manji u odnosu na maj ($p<0.01$) i jul ($p<0.01$). U maju i julu sadržaj je bio ujednačen na sva tri staništa, a u septembru na K i L1 bio je sličan, a na L2 jednak kao na L1, ali manji u odnosu na K ($p<0.001$).

U listovima bagrema kretao se: na K od 1.543 – 2.327 mg/g, na L1 od 1.165 – 2.054 mg/g i na L2 od 0.893 – 1.523 mg/g. Vremenska analiza Tot Carot u listovima bagrema je pokazala da je na K sadržaj bio manji u julu u odnosu na septembar ($p<0.05$), na L1 u maju veći u odnosu na jul ($p<0.001$) i septembar ($p<0.001$), a na L2 ujednačen tokom cele sezone. U maju sadržaj Tot Carot u listovima bagrema na K i L1 bio je sličan, a na L2 manji u odnosu na K ($p<0.001$) i L1 ($p<0.01$). U julu i septembru na L1 i L2 bio je ujednačen ali manji u odnosu na K ($p<0.001$).

Na K u maju najveći sadržaj Tot Carot utvrđen je u listovima bagrema ($p<0.001$), a u listovima bele topole manji u odnosu na bagrenac ($p<0.001$). U julu sadržaj u listovima bele topole bio je manji u odnosu na sadržaj u listovima tamariksa ($p<0.01$), bagrenca ($p<0.001$) i bagrema ($p<0.01$). U septembru najveći je bio u listovima bagrema ($p<0.001$), a najmanji u listovima tamariksa ($p<0.001$), dok razlike između bagrenca i bele topole nisu utvrđene.

Na L1 u maju i septembru, sadržaj Tot Carot u listovima bagrema i bagrenca bio je veći u odnosu na sadržaj u listovima tamariksa ($p<0.001$) i bele topole ($p<0.001$). U julu u listovima tamariksa bio je veći u odnosu na sadržaj utvrđen kod ostale tri vrste ($p<0.001$).

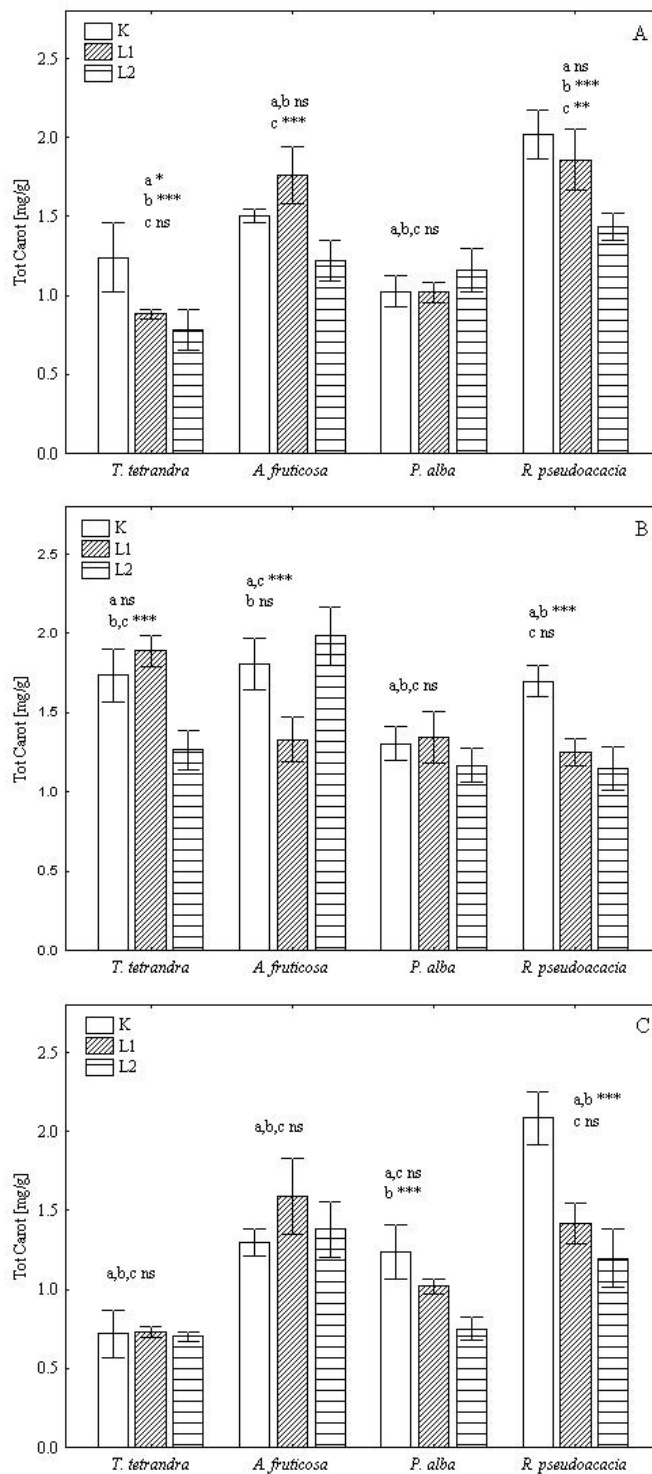
Na L2 u maju, najmanji sadržaj Tot Carot utvrđen je u listovima tamariksa ($p<0.001$; $p<0.05$), a u listovima bele topole manji u odnosu na bagrem ($p<0.01$). U julu u listovima bagrenca utvrđen je najveći sadržaj ($p<0.001$), a u septembru bagrem i bagremac imali su veći sadržaj Tot Carot u listovima u odnosu na tamariks ($p<0.001$) i belu topolu ($p<0.001$).



Slika 100. Vremenska dinamika sadržaja Tot Carot u listovima A – *T. tetrandra*, B – *A. fruticosa*, C – *P. alba* i D – *R. pseudoacacia*, na K, L1 i L2, (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)

Tabela 57. Razlike u sadržaju Tot Carot u listovima ispitivanih biljaka, na pasivnim lagunama deponije pepela ‘TENT A’ (L1 i L2) i kontrolnom staništu (K), tokom sezone (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)

Tot Carot	K					L1					L2					
	Vrsta	M(SD) [mg/g]	T	A	P	R	M(SD) [mg/g]	T	A	P	R	M(SD) [mg/g]	T	A	P	R
Maj																
<i>T. tetrandra</i>	1.240 (0.218)	-	ns	ns	***	0.881 (0.027)	-	***	ns	***	0.780 (0.130)	-	***	*	***	
<i>A. fruticosa</i>	1.503 (0.041)	ns	-	***	***	1.762 (0.179)	***	-	***	ns	1.220 (0.128)	***	-	ns	ns	
<i>P. alba</i>	1.025 (0.097)	ns	***	-	***	1.019 (0.067)	ns	***	-	***	1.157 (0.138)	*	ns	-	**	
<i>R. pseudoacacia</i>	2.020 (0.155)	***	***	***	-	1.857 (0.194)	***	ns	***	-	1.433 (0.084)	***	ns	**	-	
Jul																
<i>T. tetrandra</i>	1.735 (0.163)	-	ns	**	ns	1.890 (0.099)	-	***	***	***	1.264 (0.122)	-	***	ns	ns	
<i>A. fruticosa</i>	1.804 (0.163)	ns	-	***	ns	1.332 (0.142)	***	-	ns	ns	1.984 (0.183)	***	-	***	***	
<i>P. alba</i>	1.303 (0.107)	**	***	-	**	1.344 (0.159)	***	ns	-	ns	1.167 (0.106)	ns	***	-	ns	
<i>R. pseudoacacia</i>	1.700 (0.099)	ns	ns	**	-	1.250 (0.084)	***	ns	ns	-	1.148 (0.137)	ns	***	ns	-	
Septembar																
<i>T. tetrandra</i>	0.719 (0.148)	-	***	***	***	0.734 (0.034)	-	***	ns	***	0.702 (0.030)	-	***	ns	***	
<i>A. fruticosa</i>	1.297 (0.090)	***	-	ns	***	1.589 (0.244)	***	-	***	ns	1.381 (0.176)	***	-	***	ns	
<i>P. alba</i>	1.234 (0.170)	***	ns	-	***	1.021 (0.048)	ns	***	-	**	0.749 (0.072)	ns	***	-	***	
<i>R. pseudoacacia</i>	2.085 (0.170)	***	***	***	-	1.419 (0.128)	***	ns	**	-	1.198 (0.184)	***	ns	***	-	



Slika 101. Prostorna dinamika sadržaja ukupnih karotenoida (Tot Carot) u listovima ispitivanih biljaka na pasivnim lagunama (L1 i L2) deponije pepela 'TENT A' i kontrolnom staništu (K) u A – maju, B – julu i C – septembru mesecu (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)

5.4.4. Sadržaj antocijana (Antoc) u listovima ispitivanih vrsta biljaka

Razlike u sadržaju antocijana (Antoc) u listovima ispitivanih vrsta analizirane su na osnovu njihove vremenske (Slika 102) i prostorne (Slika 103) dinamike. Razlike između vrsta na svakom staništu, prikazane su u Tabeli 59. Na osnovu trofaktorske analize varijanse (factorial ANOVA) uočeno je da na razlike značajan uticaj imaju sva tri posmatrana faktora varijabilnosti (stanište, sezona i vrsta, $p < 0.001$), ali da je uticaj vrste veći u odnosu na ostala dva faktora (Tabela 58).

Tabela 58. Uticaj faktora varijabilnosti (stanište, sezona i vrsta) na razlike u sadržaju ukupnih antocijana u listovima ispitivanih vrsta biljaka

Fv/Fm	Stanište	Sezona	Vrsta	Stanište* Sezona	Stanište* Vrsta	Sezona* Vrsta	Stanište* Sezona* Vrsta
F	33.660	15.408	914.041	21.397	52.221	11.355	24.019
p	***	***	***	***	***	***	***

Sadržaj Antoc u listovima tamariksa tokom istraživanog perioda kretao se: na K od 1.277 – 4.553 mg/g, na L1 od 0.544 – 1.636 mg/g i na L2 od 0.444 – 1.676 mg/g. Na K, u maju je bio veći u odnosu na jul ($p < 0.05$), a u julu sličan sadržaju u septembru. Na L1 i L2 nije se menjao tokom sezone. Samo u maju mesecu sadržaj Antoc je na K bio veći u odnosu na L1 ($p < 0.01$) i L2 ($p < 0.05$). U julu i septembru razlike između staništa nisu utvrđene.

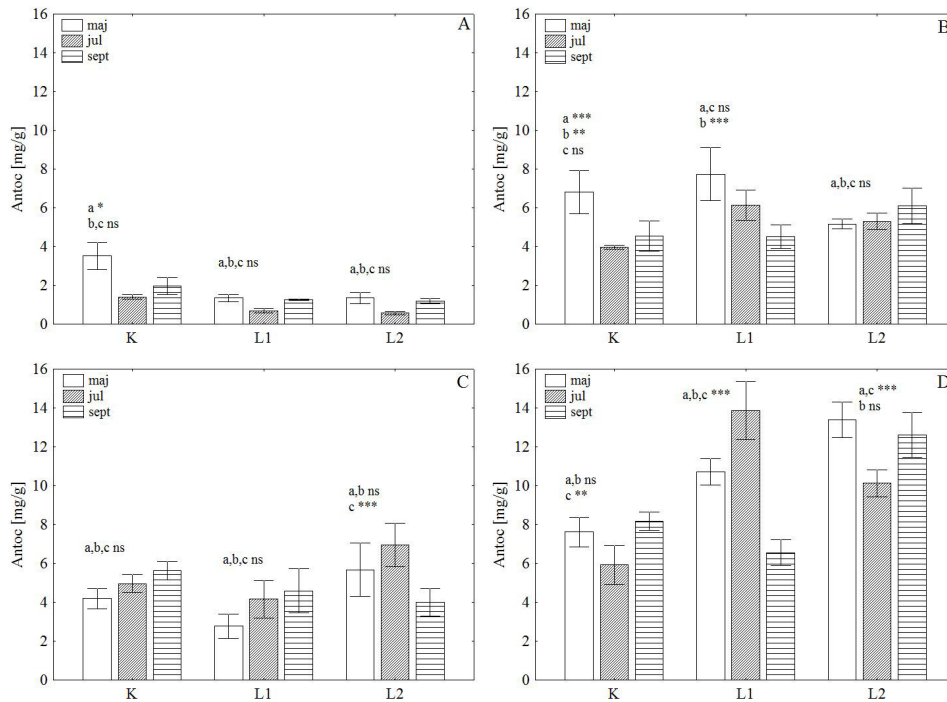
U listovima bagrenca sadržaj Antoc se kretao: na K od 3.768 – 8.053 mg/g, na L1 od 3.927 – 9.259 mg/g i na L2 od 4.774 – 7.268 mg/g. Na K, sadržaj Antoc u maju je bio veći u odnosu na jul ($p < 0.001$) i septembar ($p < 0.01$). Na L2 samo je u septembru bio manji u odnosu na maj ($p < 0.001$), a na L2 se nije menjao tokom sezone. U maju na K i L1 bio je sličan, a na L2 manji u odnosu na L1 ($p < 0.001$). U julu na K je bio manji u odnosu na L1 ($p < 0.05$), a na L2 sličan sadržaju na K i L1. U septembru je bio ujednačen na sva tri staništa.

Sadržaj Antoc u listovima bele topole kretao se: na K od 3.674 – 6.133 mg/g, na L1 od 2.349 – 6.488 mg/g i na L2 od 3.202 – 7.915 mg/g. Na K i L1 se nije menjao tokom sezone. Na L2 u maju i julu je bio sličan, a u septembru manji u odnosu na jul ($p < 0.001$). U maju sadržaj Antoc u listovima bele topole na K i L1 je bio sličan, a na L2

sličan sadržaju na K, a veći u odnosu na L1 ($p < 0.001$). U julu je bio sličan na K i L1, a na L2 veći u odnosu na K ($p < 0.05$) i L1 ($p < 0.001$). U septembru je bio ujednačen na sva tri staništa.

U listovima bagrema sadržaj Antoc tokom istraživanog perioda kretao se: na K od 4.834 – 8.809 mg/g, na L1 od 5.600 – 16.068 mg/g i na L2 od 9.459 – 14.846 mg/g. Na K sadržaj Antoc u listovima bagrema je samo u julu bio manji u odnosu na septembar ($p < 0.01$). Na L1 je rastao od maja do jula ($p < 0.001$), a od jula do septembra je opadao ($p < 0.001$). Na L2 od maja do jula se smanjivao ($p < 0.001$), a od jula do septembra je rastao ($p < 0.001$), kada je bio sličan sadržaju u maju mesecu. U maju sadržaj Antoc je na L1 je bio veći u odnosu na K ($p < 0.001$), a na L2 veći u odnosu na K ($p < 0.001$) i L1 ($p < 0.001$). U julu na L2 je bio veći u odnosu na K ($p < 0.001$), a na L2 veći u odnosu na K ($p < 0.001$), a manji u odnosu na L1 ($p < 0.001$). U septembru, sadržaj Antoc na L1 i K, je bio sličan, a na L2 veći u odnosu na K ($p < 0.001$) i L1 ($p < 0.001$).

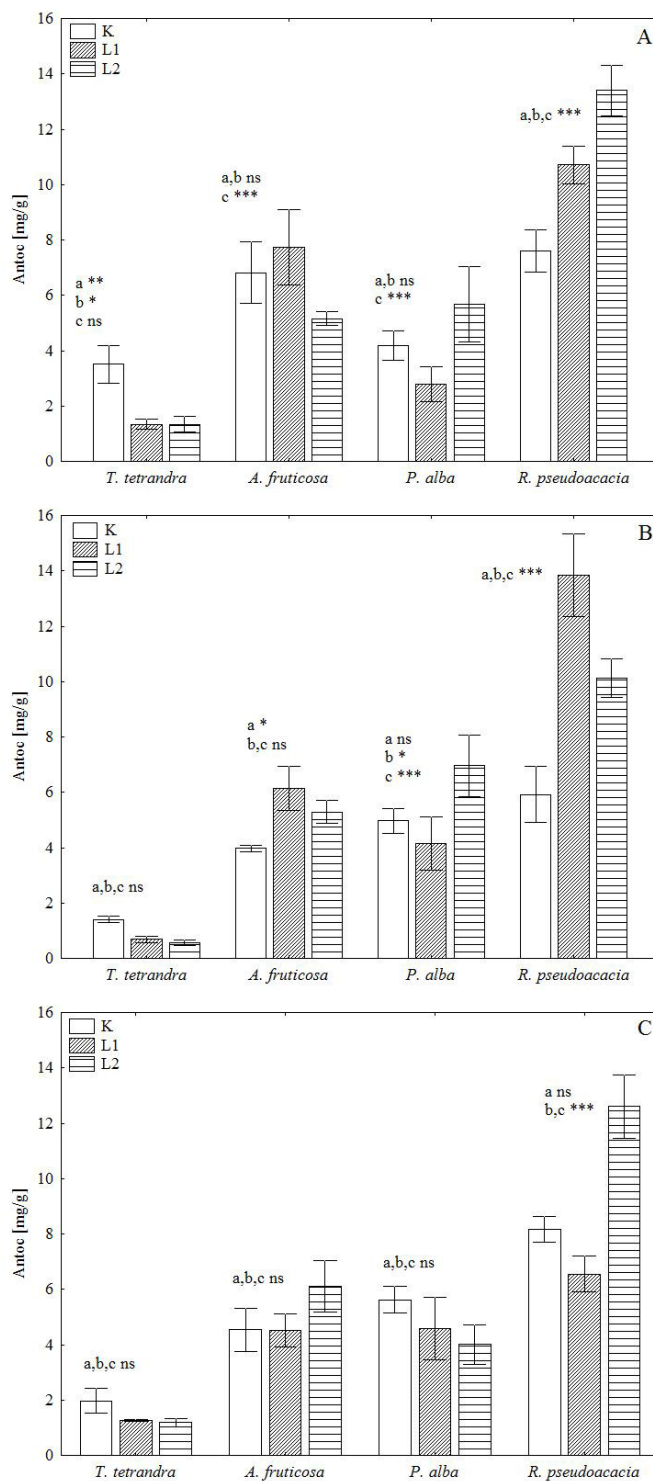
Na K u maju, sadržaj Antoc u listovima bagrenca i bagrema je bio veći u odnosu na sadržaj u listovima tamariksa ($p < 0.001$) i bele topole ($p < 0.001$). U julu najmanji je bio kod tamariksa ($p < 0.001$), a u septembru najmanji kod tamariksa ($p < 0.001$), a najveći kod bagrema ($p < 0.001$). Na L1 i L2 najmanji je bio u listovima tamariksa ($p < 0.001$), a najveći u listovima bagrema ($p < 0.001$). Na L1 u maju i julu sadržaj Antoc u listovima bagrenca je bio veći ($p < 0.001$, $p < 0.05$), a u septembru sličan sadržaju u listovima bele topole. Na L2 razlike između bagrenca i bele topole nisu utvrđene.



Slika 102. Vremenska dinamika sadržaja antocijana (Antoc) u listovima A – *T. tetrandra*, B – *A. fruticosa*, C – *P. alba* i D – *R. pseudoacacia*, na K, L1 i L2, (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)

Tabela 59. Razlike u sadržaju antocijana u listovima ispitivanih biljaka, na pasivnim lagunama deponije pepela ‘TENT A’ (L1 i L2) i kontrolnom staništu (K), tokom sezone (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)

Antoc	K					L1					L2					
	Vrsta	M(SD) [mg/g]	T	A	P	R	M(SD) [mg/g]	T	A	P	R	M(SD) [mg/g]	T	A	P	R
Maj																
<i>T. tetrandra</i>	3.514 (0.687)	-	***	ns	***	1.342 (0.189)	-	***	ns	***	1.347 (0.283)	-	***	***	***	
<i>A. fruticosa</i>	6.809 (1.113)	***	-	***	ns	7.735 (1.376)	***	-	***	***	5.158 (0.253)	***	-	ns	***	
<i>P. alba</i>	4.193 (0.530)	ns	***	-	***	2.779 (0.627)	ns	***	-	***	5.675 (1.369)	***	ns	-	***	
<i>R. pseudoacacia</i>	7.614 (0.770)	***	ns	***	-	10.723 (0.682)	***	***	***	-	13.405 (0.918)	***	***	***	-	
Jul																
<i>T. tetrandra</i>	1.407 (0.124)	-	***	***	***	0.688 (0.122)	-	***	***	***	0.565 (0.090)	-	***	***	***	
<i>A. fruticosa</i>	3.972 (0.116)	***	-	ns	ns	6.141 (0.795)	***	-	*	***	5.296 (0.422)	***	-	ns	***	
<i>P. alba</i>	4.967 (0.450)	***	ns	-	ns	4.161 (0.961)	***	*	-	***	6.959 (1.112)	***	ns	-	***	
<i>R. pseudoacacia</i>	5.920 (1.014)	***	ns	ns	-	13.856 (1.495)	***	***	***	-	10.136 (0.696)	***	***	***	-	
Septembar																
<i>T. tetrandra</i>	1.975 (0.442)	-	***	***	***	1.261 (0.024)	-	***	***	***	1.187 (0.146)	-	***	***	***	
<i>A. fruticosa</i>	4.546 (0.783)	***	-	ns	***	4.510 (0.606)	***	-	ns	***	6.113 (0.921)	***	-	ns	***	
<i>P. alba</i>	5.630 (0.486)	***	ns	-	***	4.588 (1.133)	***	ns	-	ns	4.008 (0.708)	***	ns	-	***	
<i>R. pseudoacacia</i>	8.173 (0.474)	***	***	***	-	6.556 (0.658)	***	***	ns	-	12.604 (1.147)	***	***	***	-	



Slika 103. Prostorna dinamika sadržaja antocijana (Antoc) u listovima ispitivanih vrsta biljaka na pasivnim lagunama (L1 i L2) deponije pepela 'TENT A' i kontrolnom staništu (K) u A – maju, B – julu i C – septembru mesecu (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)

5.4.5. Sadržaj malondialdehida (MDA) u listovima ispitivanih vrsta biljaka

Razlike u sadržaju malondialdehida (MDA) u listovima ispitivanih vrsta analizirane su na osnovu njihove vremenske (Slika 104) i prostorne (Slika 105) dinamike. Razlike između vrsta na svakom staništu, prikazane su u Tabeli 61. Na osnovu trofaktorske analize varijanse (factorial ANOVA) je uočeno da na razlike značajan uticaj imaju sva tri posmatrana faktora varijabilnosti (stanište, sezona i vrsta, $p < 0.001$), ali da veći uticaj na sadržaj MDA ima vrsta biljaka (Tabela 60).

Tabela 60. Uticaj faktora varijabilnosti (stanište, sezona i vrsta) na razlike u sadržaju MDA u listovima ispitivanih vrsta biljaka

MDA	Stanište	Sezona	Vrsta	Stanište* Sezona	Stanište* Vrsta	Sezona* Vrsta	Stanište* Sezona* Vrsta
F	158.41	50.77	569.19	21.34	52.50	31.85	18.77
p	***	***	***	***	***	***	***

Sadržaj MDA u listovima tamariksa tokom istraživanog perioda kretao se: na K od 0.731 – 1.108 n mol/g, na L1 1.511 – 1.297 n mol/g i na L2 od 0.614 – 1.413 n mol/g. Na K i L2 nije se menjao tokom sezone, dok je na L1 u maju i julu bio sličan, a u septembru manji u odnosu na jul ($p < 0.05$). U svakom od tri sezonska preseka sadržaj MDA je bio ujednačen na sva tri ispitivana staništa.

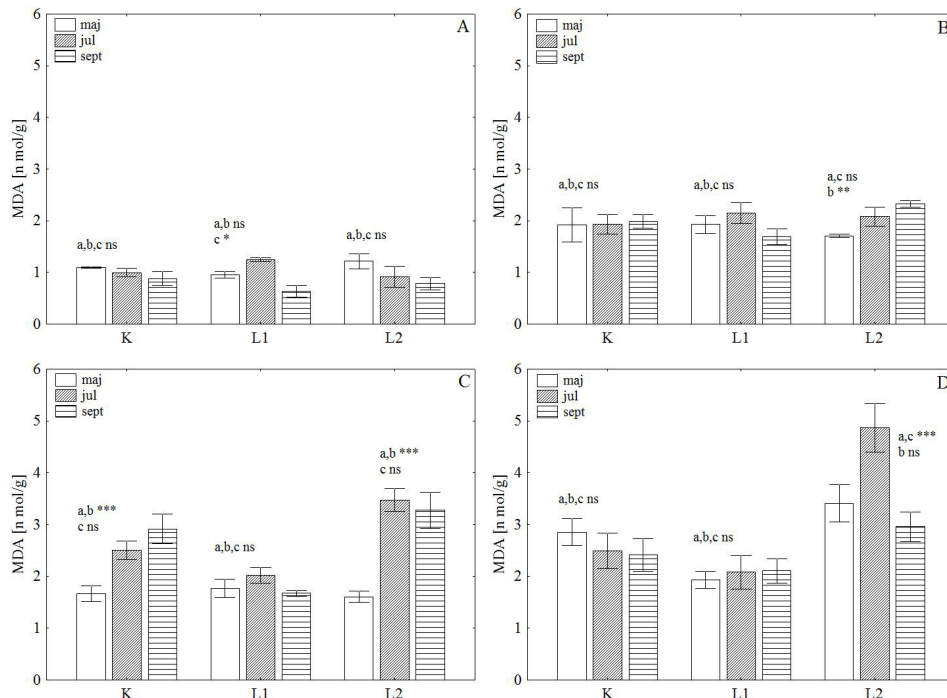
U listovima bagremca tokom istraživanog perioda sadržaj MDA se kretao: na K od 1.567 – 2.270 n mol/g, na L1 od 1.527 – 2.437 n mol/g i na L2 od 1.677 – 2.374 n mol/g. Na K i L1, sadržaj MDA se nije menjao tokom sezone, a na L2 u maju je bio manji u odnosu na septembar mesec ($p < 0.01$). U maju i julu sadržaj MDA je bio ujednačen na sva tri staništa, a u septembru na L2 je bio veći u odnosu na L1 ($p < 0.01$), a sličan sadržaju na K.

Sadržaj MDA u listovima bele topole na K se kretao od 1.551 – 3.156 n mol/g, na L1 1.528 – 2.153 n mol/g i na L2 1.478 – 3.830 n mol/g. Na K sadržaj MDA je rastao od maja do jula ($p < 0.001$), a u septembru je bio manji u odnosu na maj ($p < 0.001$), a sličan sadržaju u julu. Na L1 se nije menjao tokom sezone, a na L2 u julu i septembru je bio sličan, ali manji u odnosu na maj ($p < 0.001$). U maju sadržaj MDA u listovima bele topole bio je ujednačen na sva tri staništa. U julu na K i L1 je bio sličan, a na L2 veći u

odnosu sadržaj na K ($p < 0.001$) i L1 ($p < 0.001$). U septembru na K i L2 bio je sličan, ali manji u odnosu na L1 ($p < 0.001$).

U listovima bagrema na K tokom istraživanog perioda sadržaj MDA se kretao od 1.934 – 3.201 n mol/g, na L1 od 1.575 – 2.495 n mol/g i na L2 od 2.566 – 5.254 n mol/g. Na K i L1 sadržaj MDA u listovima bagrema je bio ujednačen tokom cele sezone, a na L2 je rastao od maja do jula ($p < 0.001$), pa opadao do septembra ($p < 0.001$), kada je bio sličan sadržaju u maju. U maju na L1 je bio manji ($p < 0.001$), a u julu i septembru sličan sadržaju na K. Na L2 u maju i septembru je bio sličan, a u julu veći u odnosu na sadržaj na K ($p < 0.001$). Tokom istraživanja sadržaj MDA u listovima bagrema na L2 je bio veći u odnosu na sadržaj u listovima individua bagrema koje rastu na L1 ($p < 0.001$).

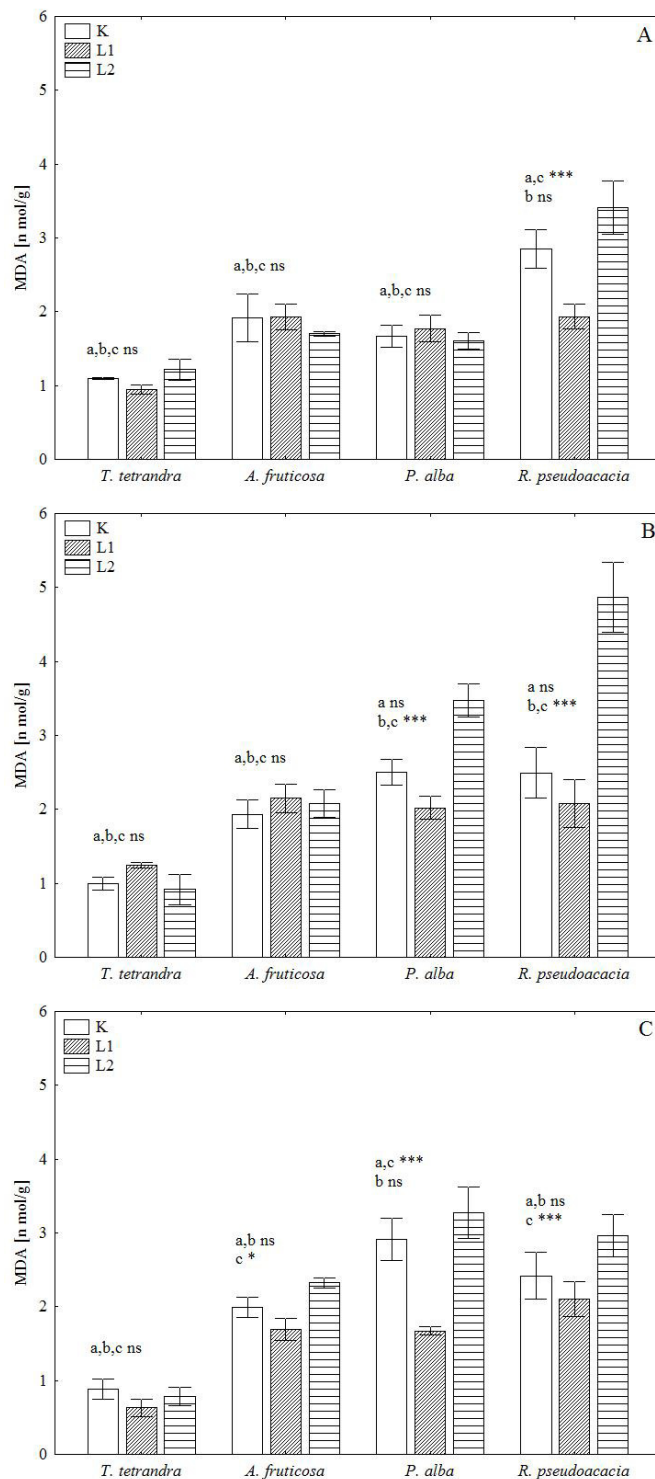
Na K, najmanji sadržaj MDA tokom celog perioda istraživanja zabeležen je u listovima tamariksa ($p < 0.001$). U maju bagrenac i bela topola su imali sličan sadržaj MDA koji je bio manji u odnosu na bagrem ($p < 0.001$). U julu bagremac je imao manji sadržaj MDA u odnosu na belu topolu i bagrem ($p < 0.05$), kod kojih je sadržaj MDA bio sličan. U septembru sadržaj MDA u listovima bagrema bio je sličan sadržaju u listovima bele topole i bagrenca, a bagrenac je imao manji sadržaj u odnosu na belu topolu. Na L1 sadržaj MDA u listovima bagrenca, bele topole i bagrema bio je sličan i veći u odnosu na sadržaj u listovima tamariksa ($p < 0.001$) tokom celog perioda istraživanja. Na L2 u maju, tamariks, bagrenac i bela topola su imali sličan sadržaj MDA koji je bio manji u odnosu na sadržaj u listovima bagrema ($p < 0.001$). U julu sadržaj je opadao od bagrema, preko bele topole, zatim bagrenca do tamariksa. U septembru bagrem i bela topola su imali sličan sadržaj MDA koji je bio veći u odnosu na sadržaj utvrđen kod tamariksa ($p < 0.001$), dok je u listovima bagrenca sadržaj MDA je bio manji u odnosu na sadržaj utvrđen kod bele topole ($p < 0.001$) i bagrema ($p < 0.01$), a veći u odnosu na sadržaj utvrđen kod tamariksa ($p < 0.001$).



Slika 104. Vremenska dinamika sadržaja malondialdehida (MDA) u listovima A – *T. tetrandra*, B – *A. fruticosa*, C – *P. alba* i D – *R. pseudoacacia*, na K, L1 i L2, (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns-nema značajnih razlika)

Tabela 61. Razlike u sadržaju MDA u listovima ispitivanih vrsta biljaka, na pasivnim lagunama deponije pepela ‘TENT A’ (L1 i L2) i kontrolnom staništu (K), tokom sezone (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)

MDA	K					L1					L2					
	Vrsta	M (SD)	T	A	P	R	M (SD)	T	A	P	R	M (SD)	T	A	P	R
Maj																
<i>T. tetrandra</i>	1.093 (0.011)	-	***	*	***	0.950 (0.063)	-	***	***	***	1.218 (0.145)	-	ns	ns	***	
<i>A. fruticosa</i>	1.921 (0.327)	***	-	ns	***	1.928 (0.174)	***	-	ns	ns	1.705 (0.031)	ns	-	ns	***	
<i>P. alba</i>	1.666 (0.148)	*	ns	-	***	1.772 (0.179)	***	ns	-	ns	1.606 (0.110)	ns	ns	-	***	
<i>R. pseudoacacia</i>	2.852 (0.258)	***	***	***	-	1.933 (0.169)	***	ns	ns	-	3.411 (0.360)	***	***	***	-	
Jul																
<i>T. tetrandra</i>	0.998 (0.086)	-	***	***	***	1.244 (0.039)	-	***	***	***	0.916 (0.202)	-	***	***	***	
<i>A. fruticosa</i>	1.934 (0.188)	***	-	*	*	2.149 (0.198)	***	-	ns	ns	2.079 (0.184)	***	-	***	***	
<i>P. alba</i>	2.508 (0.175)	***	*	-	ns	2.022 (0.157)	***	ns	-	ns	3.476 (0.225)	***	***	-	***	
<i>R. pseudoacacia</i>	2.496 (0.346)	***	*	ns	-	2.083 (0.324)	***	ns	ns	-	4.872 (0.473)	***	***	***	-	
Septembar																
<i>T. tetrandra</i>	0.882 (0.137)	-	***	***	***	0.635 (0.117)	-	***	***	***	0.787 (0.122)	-	***	***	***	
<i>A. fruticosa</i>	1.990 (0.136)	***	-	***	ns	1.693 (0.148)	***	-	ns	ns	2.324 (0.064)	***	-	***	**	
<i>P. alba</i>	2.915 (0.287)	***	***	-	ns	1.674 (0.059)	***	ns	-	ns	3.275 (0.347)	***	***	-	ns	
<i>R. pseudoacacia</i>	2.418 (0.316)	***	ns	ns	-	2.107 (0.238)	***	ns	ns	-	2.961 (0.286)	***	**	ns	-	



Slika 105. Prostorna dinamika sadržaja MDA u listovima ispitivanih vrsta biljaka na pasivnim lagunama (L1 i L2) deponije pepela ‘TENT A’ i kontrolnom staništu (K) u A – maju, B – julu i C – septembru mesecu (ANOVA, n=5, *p<0.05, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)

5.4.6. Sadržaj fenola u listovima ispitivanih vrsta biljaka

Razlike u sadržaju fenola (slobodnih, vezanih i ukupnih) u listovima ispitivanih vrsta analizirane su na osnovu njihove vremenske (Slika 106) i prostorne (Slike 107-109) dinamike. Razlike između vrsta na svakom staništu, prikazane su u Tebelama 63-65. Na osnovu trofaktorske analize varijanse (factorial ANOVA) uočeno je da na razlike značajan uticaj imaju sva tri faktora varijabilnosti (stanište, sezona i vrsta, $p < 0.001$), ali da je uticaj vrste na sadržaj fenola veći od uticaja staništa i sezone (Tabela 62).

Tabela 62. Uticaj faktora varijabilnosti (stanište, sezona i vrsta) na razlike u sadržaju fenola (slobodnih, vezanih i ukupnih) u listovima ispitivanih vrsta biljaka

Fenoli		Stanište	Sezona	Vrsta	Stanište* Sezona	Stanište* Vrsta	Sezona* Vrsta	Stanište* Sezona* Vrsta
Slobodni	F	174.95	52.95	813.02	12.69	51.72	14.93	5.91
	p	***	***	***	***	***	***	***
Vezani	F	293.03	31.97	1107.48	25.17	144.71	37.21	12.90
	p	***	***	***	***	***	***	***
Ukupni	F	265.80	36.97	334.19	12.64	50.93	19.57	6.51
	p	***	***	***	***	***	***	***

U listovima tamariksa, bagrenca i bagrema na sva tri ispitivana staništa i sva tri sezonska preseka utvrđen je veći sadržaj vezanih u odnosu na slobodne fenole. U listovima bele topole sadržaj slobodnih fenola bio je veći u odnosu na sadržaj vezanih fenola.

Sadržaj slobodnih fenola u listovima tamariksa tokom istraživanja kretao se: na K od 50.02 – 80.88 mg/g, na L1 od 68.18 – 103.45 mg/g i na L2 od 90.85 – 117.56 mg/g. Na K i L2 se nije menjao tokom sezone, a na L1 se smanjivao od maja do septembra ($p < 0.001$), pri čemu je u julu bio manji u odnosu na maj ($p < 0.01$), a sličan sadržaju u septembru. U maju na L1 i L2 bio je sličan, ali manji u odnosu na K ($p < 0.001$). U julu i septembru na K i L1 je bio sličan i manji u odnosu na L2 ($p < 0.001$). Sadržaj vezanih fenola na K kretao se od 87.73 – 121.00 mg/g, na L1 od 120.60 -167.63 mg/g i na L2 od 96.92 -128.49 mg/g. Sadržaj vezanih i ukupnih fenola u listovima tamariksa nije se menjao tokom sezone. U maju, julu i septembru, sadržaj vezanih fenola je na L1 bio veći u odnosu na sadržaj na K ($p < 0.001$). Na L2, u maju i julu bio je sličan sadržaju na

K i L1, a u septembru sličan sadržaju na K, a manji u odnosu na sadržaj na L1 ($p < 0.001$). Sadržaj ukupnih fenola na L1, tokom cele sezone je bio veći u odnosu na sadržaj na K ($p < 0.001$) i sličan sadržaju na L2. Na L2 je bio veći u odnosu na K, u maju i julu ($p < 0.001$) i septembru ($p < 0.01$).

Sadržaj slobodnih fenola u listovima bagrenca kretao se: na K od 26.80 – 42.66 mg/g, na L1 od 48.48 – 78.17 mg/g i na L2 od 38.48 – 54.94 mg/g. Na K i L2 bio je ujednačen tokom cele sezone, a na L1 je samo u julu bio veći u odnosu na maj ($p < 0.05$). Na L1 tokom cele sezone, sadržaj slobodnih fenola je bio veći u odnosu na K ($p < 0.001$). Na L2 u maju i septembru bio je sličan sadržaju na K i L1, a u julu veći u odnosu na K ($p < 0.001$), a manji u odnosu na L1 ($p < 0.001$). Sadržaj vezanih fenola u listovima bagrenca kretao se: na K od 44.81 – 81.23 mg/g, na L1 od 62.89 – 98.54 mg/g i na L2 od 52.29 – 101.12 mg/g. Na K, sadržaj vezanih fenola se nije menjao tokom sezone. Na L1 je samo u septembru bio manji u odnosu na jul ($p < 0.05$), dok je na L2 od maja do jula se povećavao ($p < 0.001$), a u septembru bio veći od sadržaja u maju ($p < 0.01$), a sličan sadržaju u julu. U maju i julu sadržaj vezanih fenola u listovima bagrenca je na L1 bio veći ($p < 0.001$), a u septembru sličan sadržaju na K. Na L2 u maju je bio sličan, a u julu i septembru veći ($p < 0.001$; $p < 0.05$) u odnosu na K. Razlike između L1 i L2 utvrđene su samo u maju mesecu, kada je sadržaj vezanih fenola u listovima bagrenca bio veći na L1 ($p < 0.01$). Sadržaj ukupnih fenola na K se nije menjao tokom sezone. Na L1 je samo u septembru bio manji u odnosu na jul ($p < 0.05$), a na L2 u maju manji u odnosu na jul ($p < 0.05$). Prostorna dinamika ukupnih fenola je bila slična dinamici vezanih fenola, osim u septembru kada razlike između staništa nisu konstatovane.

U listovima bele topole sadržaj slobodnih fenola se kretao: na K od 53.90 – 90.76 mg/g, na L1 od 58.85 – 98.58 mg/g i na L2 od 66.06 – 120.63 mg/g. Na sva tri staništa je bio niži samo u septembru i to na K u odnosu na jul ($p < 0.05$), na L1 u odnosu na maj ($p < 0.001$), a na L2 u odnosu na maj ($p < 0.001$) i jul ($p < 0.001$). U maju sadržaj slobodnih fenola je na K bio manji u odnosu na L1 ($p < 0.05$) i L2 ($p < 0.001$), dok razlike između L1 i L2 nisu utvrđene. U julu razlike između K i L1 nisu konstatovane, a na L2 je bio manji samo u odnosu na K ($p < 0.001$). U septembru listovi bele topole su na sva tri staništa imali ujednačen sadržaj slobodnih fenola. Sadržaj vezanih fenola u listovima bele topole kretao se: na K od 25.14 – 65.63 mg/g, na L1 od 13.85 – 76.04 mg/g i na L2 od 23.91 – 83.02 mg/g. Na K, u septembru je bio veći u odnosu na maj ($p < 0.05$), na L1

u septembru veći u odnosu na maj ($p < 0.001$) i jul ($p < 0.01$), a na L2 u julu veći u odnosu na maj ($p < 0.001$) i septembar ($p < 0.05$). U maju i septembru u listovima bele topole na sva tri staništa izmeren je sličan sadržaj vezanih fenola. U julu na L2 sadržaj vezanih fenola je bio veći u odnosu na L1 ($p < 0.001$), a sličan sadržaju na K. Sadržaj ukupnih fenola na K i L1 se nije menjao tokom sezone, a na L2 je u julu bio sličan sadržaju u maju, a veći u odnosu na sadržaj u septembru ($p < 0.001$). Prostorna dinamika ukupnih fenola u listovima bele topole je u maju i septembru bila slična dinamici vezanih fenola, odnosno nije bilo razlike između staništa, dok je u julu sadržaj na L2 bio veći u odnosu na K ($p < 0.01$) i L1 ($p < 0.001$).

Sadržaj slobodnih fenola u listovima bagrema tokom istraživanja kretao se: na K od 20.92 – 44.15 mg/g, na L1 od 17.72 – 46.16 mg/g i na L2 od 15.13 – 63.72 mg/g. Na K nije se menjao tokom sezone. Na L1 u septembru je bio manji u odnosu na maj ($p < 0.05$), a na L2 je u julu i septembru bio manji u odnosu na maj ($p < 0.001$). U maju, je samo na L2 sadržaj slobodnih fenola u listovima bagrema bio veći u odnosu na K ($p < 0.001$) i L1 ($p < 0.001$). Dalje, tokom sezone, razlike između staništa nisu konstatovane. Sadržaj vezanih fenola u listovima bagrema tokom istraživanja kretao se: na K od 58.08 – 150.10 mg/g, na L1 od 95.09 – 199.56 mg/g i na L2 od 165.69 – 263.91 mg/g. Na K, u maju je bio veći u odnosu na jul ($p < 0.001$) i septembar ($p < 0.001$), a na L1 i L2, u julu veći u odnosu na maj ($p < 0.05$) i septembar ($p < 0.001$). Tokom cele sezone sadržaj vezanih fenola je na L1 bio veći u odnosu na K (maj i jul ($p < 0.001$), septembar ($p < 0.01$)). Na L2 je bio veći kako u odnosu na K ($p < 0.001$), tako i u odnosu na L1 ($p < 0.001$). Sadržaj ukupnih fenola na K je u maju bio veći u odnosu na jul ($p < 0.001$) i septembar ($p < 0.001$), a na L1 i L2 u maju i julu je bio sličan, ali manji u odnosu na septembar ($p < 0.001$). U maju i julu listovi bagrema na K i L1 su imali sličan sadržaj ukupnih fenola, a u julu sadržaj je bio veći na L1 u odnosu na K ($p < 0.001$). Na L2 sadržaj ukupnih fenola je tokom cele sezone bio veći u odnosu na K ($p < 0.001$) i L1 ($p < 0.001$).

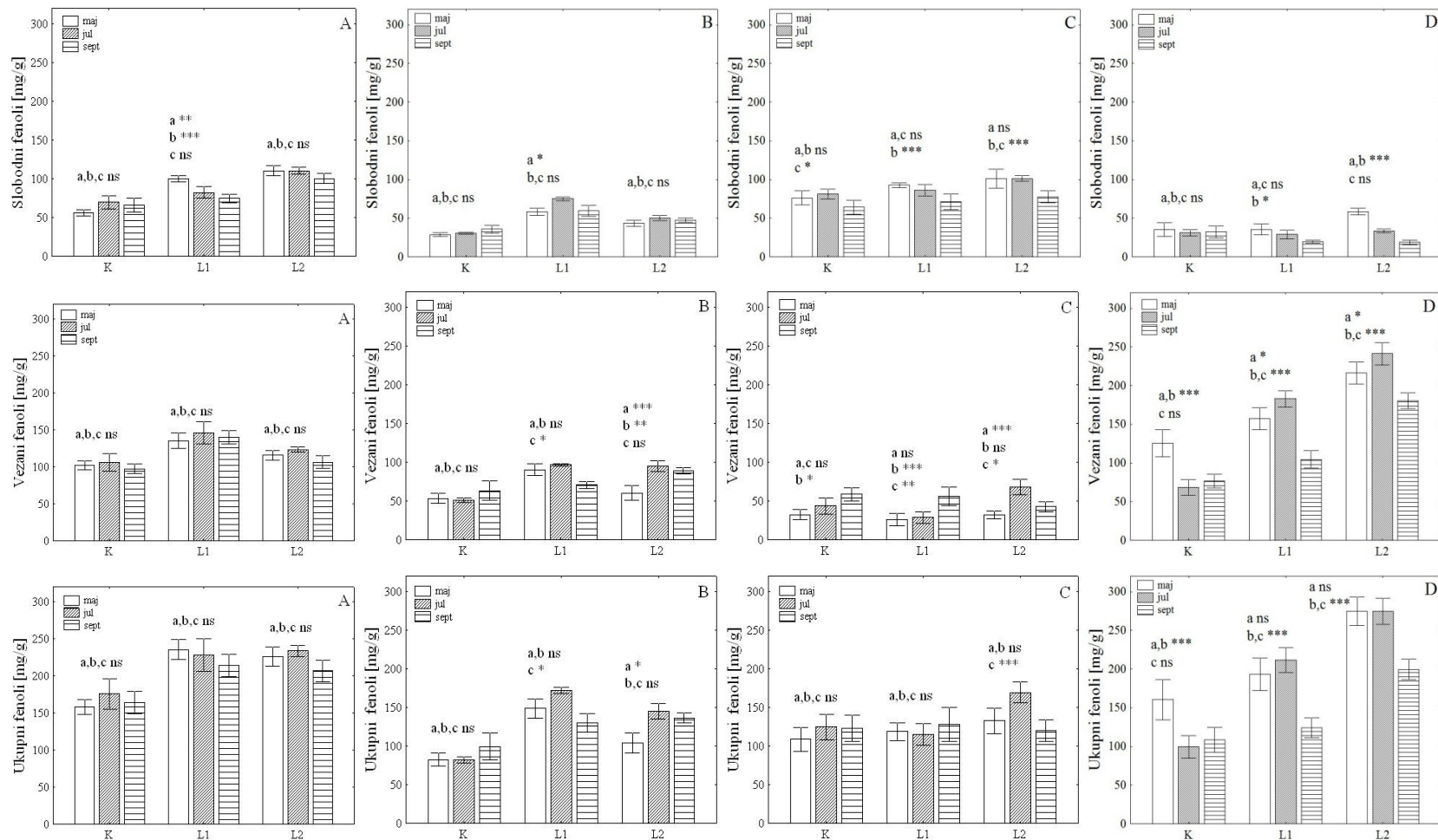
Na K u maju, najveći sadržaj slobodnih fenola utvrđen je u listovima bele topole ($p < 0.001$). U listovima tamariksa je bio manji u odnosu na listove bele topole ($p < 0.001$), ali veći u odnosu na bagrenac ($p < 0.001$) i bagrem ($p < 0.001$), između kojih razlike nisu utvrđene. U julu i septembru sadržaj slobodnih fenola u listovima bele topole i tamariksa bio je ujednačen i veći u odnosu na sadržaj u listovima bagrenca

($p < 0.001$) i bagrema ($p < 0.001$), između kojih razlike nisu konstatovane. Na L1 u maju, tamariks i bela topola su imali sličan sadržaj slobodnih fenola u listovima. U listovima bagrenca sadržaj je bio manji u odnosu na sadržaj kod tamariksa ($p < 0.001$) i bele topole ($p < 0.001$), ali veći u odnosu na sadržaj kod bagrema ($p < 0.001$). U julu i septembru tamariks, bagrenac i bela topola su imali sličan sadržaj slobodnih fenola koji je bio veći u odnosu na bagrem ($p < 0.001$). Na L2 tamariks i bela topola su imali jednak sadržaj slobodnih fenola koji je bio manji u odnosu na sadržaj u listovima bagrenca ($p < 0.001$) i bagrema ($p < 0.001$). Smanjenje sadržaja slobodnih fenola u listovima bagrema u julu i septembru, i listovima bele topole u septembru, uslovalo je razlike između bagrema i bagrenca (jul ($p < 0.05$); septembar $p < 0.001$) i tamariksa i bele topole ($p < 0.001$).

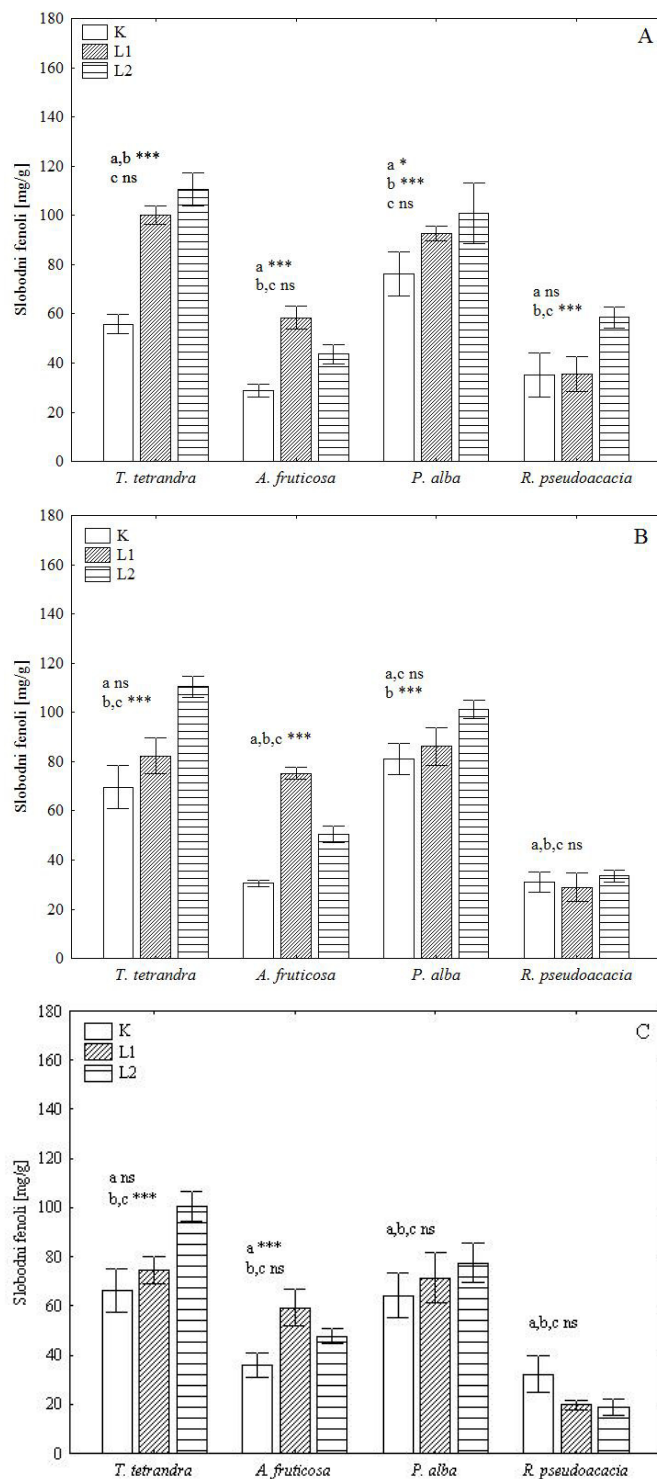
Na K tokom sva tri sezonska preseka, najveći sadržaj vezanih fenola utvrđen je u listovima tamariksa ($p < 0.001$), koji je u maju i septembru bio sličan, a u julu veći od sadržaja vezanih fenola u listovima bagrema. Bagrenac i bela topola u sva tri sezonska preseka imali su sličan sadržaj vezanih fenola, koji je bio manji od sadržaja u listovima tamariksa ($p < 0.001$). Bagrenac je u maju imao manji ($p < 0.001$), a u julu i septembru sličan sadržaj vezanih fenola u odnosu na bagrem. Bela topola je u maju i julu imala imala manji ($p < 0.001$; $p < 0.05$), a u septembru sličan sadržaj vezanih fenola kao i listovi bagrema. Na L1 u maju, tamariks i bagrem su imali sličan sadržaj vezanih fenola koji je bio veći od sadržaja u listovima bagrenca ($p < 0.001$) i bele topole ($p < 0.001$). Sadržaj u listovima bagrenca je bio veći u odnosu na sadržaj u listovima bele topole ($p < 0.001$). U julu sadržaj vezanih fenola se smanjivao od bagrema preko tamariksa i bagrenca do bele topole, dok je u septembru najveći bio u listovima tamariksa ($p < 0.001$), a u listovima bagrema manji u odnosu na listove tamariksa ($p < 0.001$), a veći u odnosu na listove bagrenca ($p < 0.001$) i bele topole ($p < 0.001$), kod kojih je zabeležen sličan sadržaj vezanih fenola. Na L2, u sva tri sezonska preseka najveći sadržaj vezanih fenola je izmeren u listovima bagrema ($p < 0.001$). Zatim slede listovi tamariksa, u čijim je listovima sadržaj vezanih fenola u maju i julu bio veći ($p < 0.01$), a u septembru sličan sadržaju u listovima bagrenca. U listovima bele topole sadržaj vezanih fenola je tokom cele sezone bio manji u odnosu na sadržaj utvrđen kod bagrema ($p < 0.001$), tamariksa ($p < 0.001$) i bagrenca ($p < 0.01$; $p < 0.05$; $p < 0.001$).

Na K, u sva tri sezonska preseka, najveći sadržaj ukupnih fenola utvrđen je u listovima tamariksa ($p < 0.001$). Samo u maju tamariks i bagrem su imali sličan sadržaj

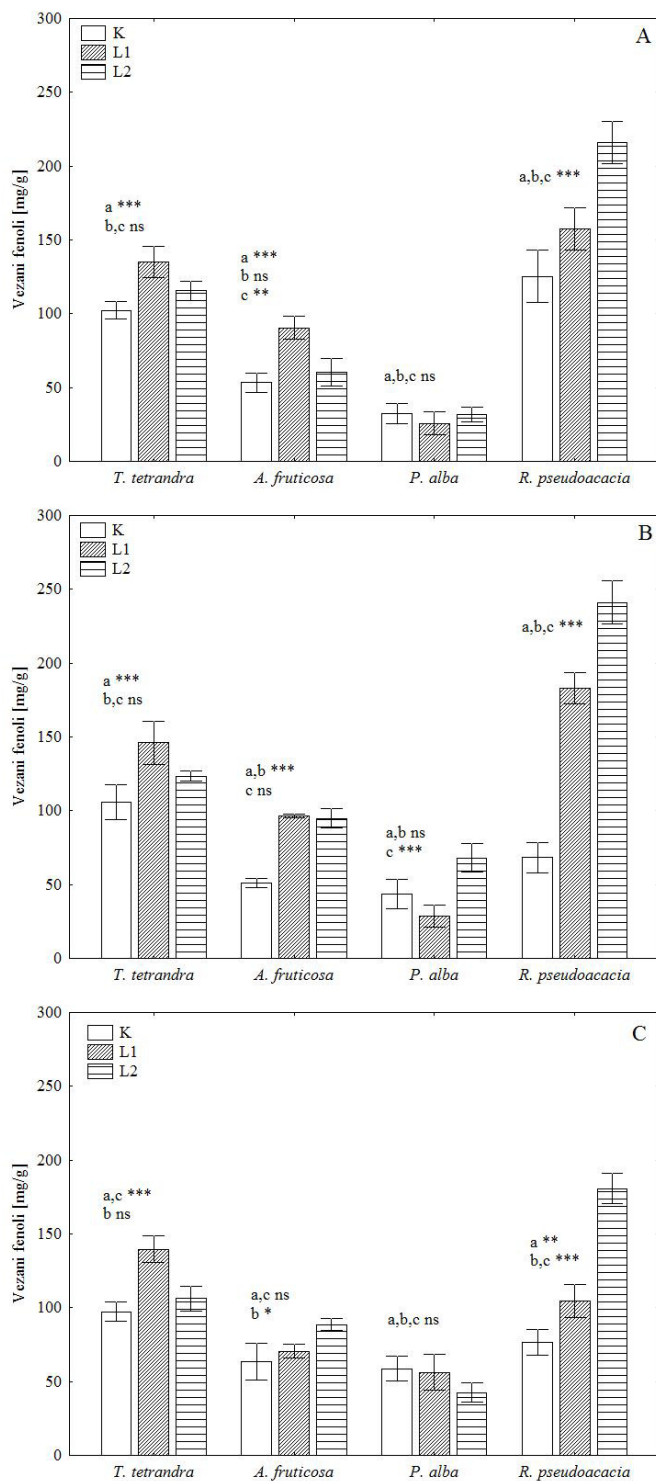
ukupnih fenola. Bagremac i bela topola su u maju i septembru imali sličan sadržaj ukupnih fenola, a u julu je veći sadržaj utvrđen u listovima bele topole ($p < 0.05$). Na L1 u maju i septembru najveći sadržaj ukupnih fenola je utvrđen u listovima tamariksa. Bagrenac i bela topola su imali sličan sadržaj ukupnih fenola, koji je u maju bio manji ($p < 0.01$; $p < 0.001$), a u septembru sličan sadržaju u listovima bagrema. U julu najveći sadržaj ukupnih fenola je utvrđen u listovima bagrema ($p < 0.001$), dok su tamariks i bagrenac imali sličan sadržaj ukupnih fenola, koji je bio veći u odnosu na sadržaj utvrđen kod bele topole ($p < 0.001$). Na L2 u maju najveći sadržaj ukupnih fenola utvrđen je u listovima bagrema (tamariks, $p < 0.01$; bagrenac, $p < 0.001$, bela topola, $p < 0.001$). Tokom sezone sadržaj ukupnih fenola u listovima bagrema se smanjivao, tako da se i razlika u njihovom sadržaju u listovima bagrema i tamariksa smanjivala (jul, $p < 0.05$; septembar, ns). Ove dve vrste su tokom cele sezone imale veći sadržaj ukupnih fenola u odnosu na bagrenac ($p < 0.001$) i belu topolu ($p < 0.001$), kod kojih je tokom celog perioda istraživanja sadržaj ukupnih fenola na L2 bio ujednačen.



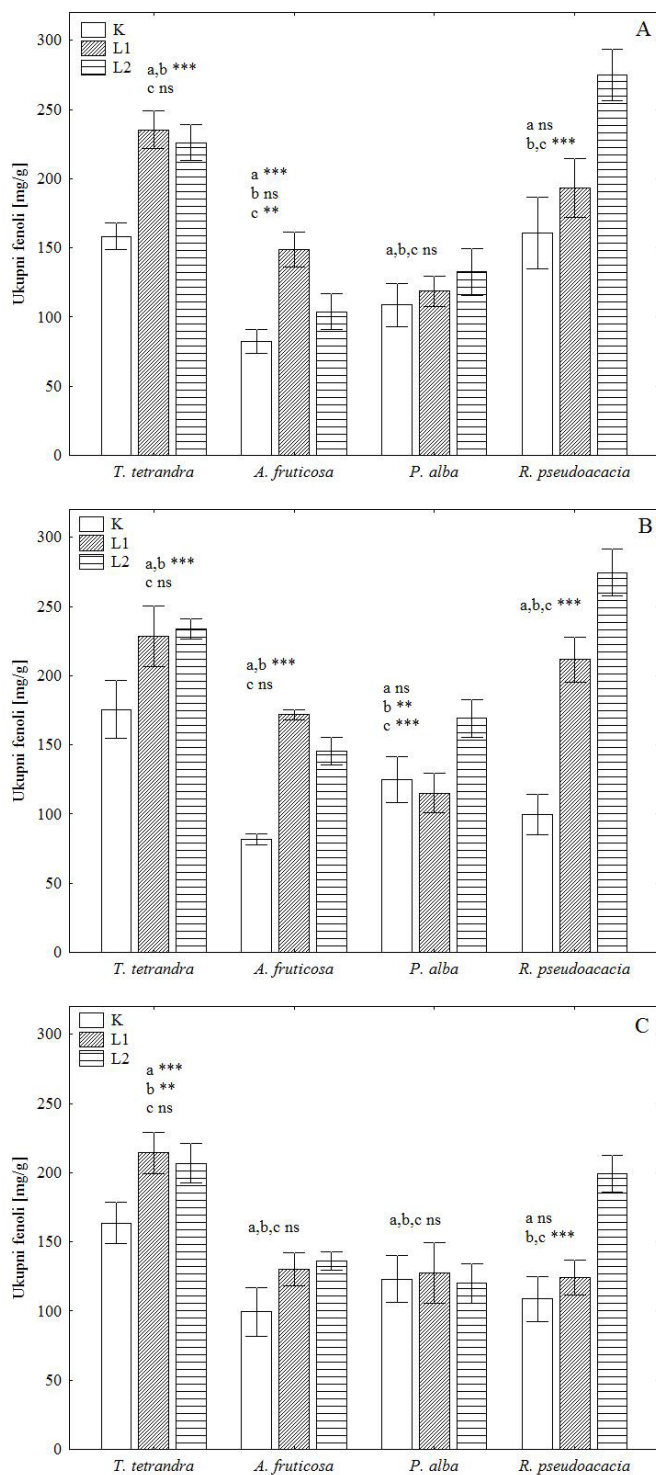
Slika 106. Vremenska dinamika slobodnih, vezanih i ukupnih fenola u listovima A – *T. tetrandra*, B – *A. fruticosa*, C – *P. alba* i D – *R. pseudoacacia*, na K, L1 i L2, (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns-nema značajnih razlika)



Slika 107. Prostorna dinamika sadržaja slobodnih fenola u listovima ispitivanih vrsta biljaka na pasivnim lagunama (L1 i L2) deponije pepela 'TENT A' i kontrolnom staništu (K) u A – maju, B – julu i C – septembru mesecu (ANOVA, n=5, *p<0.05, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)



Slika 108. Prostorna dinamika sadržaja vezanih fenola u listovima ispitivanih vrsta biljaka na pasivnim lagunama (L1 i L2) deponije pepela 'TENT A' i kontrolnom staništu (K) u A – maju, B – julu i C – septembru mesecu (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)



Slika 109. Prostorna dinamika sadržaja ukupnih fenola u listovima ispitivanih vrsta biljaka na pasivnim lagunama (L1 i L2) deponije pepela 'TENT A' i kontrolnom staništu (K) u A – maju, B – julu i C – septembru mesecu (ANOVA, n=5, **p<0.01, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)

Tabela 63. Razlike u sadržaju slobodnih fenola u listovima ispitivanih vrsta biljaka, na pasivnim lagunama ‘TENT A’ (L1 i L2) i kontrolnom staništu (K), tokom sezone (ANOVA, n=5, *p<0.05, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)

mg/g Vrsta	K				L1				L2						
	M (SD)	T	A	P	R	M (SD)	T	A	P	R	M (SD)	T	A	P	R
Maj															
<i>T. tetrandra</i>	55.844 (3.775)	-	***	***	***	100.032 (3.741)	-	***	ns	***	110.504 (6.695)	-	***	ns	***
<i>A. fruticosa</i>	28.790 (2.471)	***	-	***	ns	58.448 (4.702)	***	-	***	***	43.584 (3.876)	***	-	***	ns
<i>P. alba</i>	76.276 (8.947)	***	***	-	***	92.718 (3.087)	ns	***	-	***	100.862 (12.196)	ns	***	-	***
<i>R. pseudoacacia</i>	35.126 (8.809)	***	ns	***	-	35.616 (7.086)	***	***	***	-	58.530 (4.394)	***	ns	***	-
Jul															
<i>T. tetrandra</i>	69.574 (8.720)	-	***	ns	***	82.260 (7.281)	-	ns	ns	***	110.446 (4.185)	-	***	ns	***
<i>A. fruticosa</i>	30.508 (1.170)	***	-	***	ns	75.208 (2.355)	ns	-	ns	***	50.468 (3.316)	***	-	***	*
<i>P. alba</i>	81.158 (6.312)	ns	***	-	***	86.158 (7.622)	ns	ns	-	***	101.162 (3.827)	ns	***	-	***
<i>R. pseudoacacia</i>	31.060 (4.113)	***	ns	***	-	28.890 (5.717)	***	***	***	-	33.454 (2.291)	***	*	***	-
Septembar															
<i>T. tetrandra</i>	66.270 (8.774)	-	***	ns	***	74.554 (5.651)	-	ns	ns	***	100.442 (5.651)	-	***	***	***
<i>A. fruticosa</i>	35.842 (5.014)	***	-	***	ns	59.366 (7.280)	ns	-	ns	***	47.570 (2.972)	***	-	***	***
<i>P. alba</i>	64.318 (9.231)	ns	***	-	***	71.428 (10.127)	ns	ns	-	***	77.554 (7.771)	***	***	-	***
<i>R. pseudoacacia</i>	32.266 (7.531)	***	ns	***	-	19.646 (1.777)	***	***	***	-	18.792 (3.074)	***	***	***	-

Tabela 64. Razlike u sadržaju vezanih fenola u listovima ispitivanih vrsta biljaka, na pasivnim lagunama ‘TENT A’ (L1 i L2) i kontrolnom staništu (K), tokom sezone (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)

mg/g Vrsta	K				L1				L2						
	M (SD)	T	A	P	R	M (SD)	T	A	P	R	M (SD)	T	A	P	R
Maj															
<i>T. tetrandra</i>	102.256 (5.909)	-	***	***	ns	135.248 (10.654)	-	***	***	ns	115.556 (6.294)	-	**	***	***
<i>A. fruticosa</i>	53.430 (6.425)	***	-	ns	***	90.506 (7.882)	***	-	***	***	60.314 (9.292)	**	-	**	***
<i>P. alba</i>	32.412 (6.690)	***	ns	-	***	25.876 (8.080)	***	***	-	***	31.758 (5.174)	***	**	-	***
<i>R. pseudoacacia</i>	125.420 (17.574)	ns	***	***	-	157.490 (14.180)	ns	***	***	-	216.226 (14.324)	***	***	***	-
Jul															
<i>T. tetrandra</i>	106.056 (11.951)	-	***	***	***	146.052 (14.701)	-	***	***	***	123.320 (3.425)	-	**	***	***
<i>A. fruticosa</i>	51.146 (2.292)	***	-	ns	ns	96.738 (1.244)	***	-	***	***	94.924 (6.703)	**	-	*	***
<i>P. alba</i>	43.558 (10.132)	***	ns	-	*	28.940 (7.464)	***	***	-	***	67.986 (9.648)	***	*	-	***
<i>R. pseudoacacia</i>	68.412 (10.396)	***	ns	*	-	182.842 (10.621)	***	***	***	-	241.114 (14.586)	***	***	***	-
Septembar															
<i>T. tetrandra</i>	97.362 (6.349)	-	***	***	ns	139.680 (9.108)	-	***	***	***	106.234 (8.561)	-	ns	***	***
<i>A. fruticosa</i>	63.504 (12.396)	***	-	ns	ns	70.648 (4.871)	***	-	ns	***	88.752 (3.830)	ns	-	***	***
<i>P. alba</i>	58.792 (8.300)	***	ns	-	ns	56.208 (12.162)	***	ns	-	***	42.582 (6.475)	***	***	-	***
<i>R. pseudoacacia</i>	76.460 (8.731)	ns	ns	ns	-	104.634 (11.035)	***	***	***	-	180.660 (10.188)	***	***	***	-

Tabela 65. Razlike u sadržaju ukupnih fenola u listovima ispitivanih vrsta biljaka, na pasivnim lagunama ‘TENT A’ (L1 i L2) i kontrolnom staništu (K), tokom sezone (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)

mg/g Vrsta	K					L1					L2				
	M (SD)	T	A	P	R	M (SD)	T	A	P	R	M (SD)	T	A	P	R
Maj															
<i>T. tetrandra</i>	158.100 (9.647)	-	***	***	ns	235.060 (13.701)	-	***	***	*	226.060 (12.919)	-	***	***	**
<i>A. fruticosa</i>	82.220 (8.672)	***	-	ns	***	148.954 (12.569)	***	-	ns	**	103.898 (12.978)	***	-	ns	***
<i>P. alba</i>	108.688 (15.627)	***	ns	-	***	118.594 (11.082)	***	ns	-	***	132.620 (16.845)	***	ns	-	***
<i>R. pseudoacacia</i>	160.546 (25.995)	ns	***	***	-	193.106 (21.097)	*	**	***	-	274.756 (18.462)	**	***	***	-
Jul															
<i>T. tetrandra</i>	175.630 (20.665)	-	***	***	***	228.312 (21.964)	-	***	***	ns	233.766 (7.261)	-	***	***	*
<i>A. fruticosa</i>	81.654 (4.060)	***	-	**	ns	171.946 (3.584)	***	-	***	*	145.392 (9.888)	***	-	ns	***
<i>P. alba</i>	124.716 (16.436)	***	**	-	ns	115.098 (14.380)	***	***	-	***	169.146 (13.464)	***	ns	-	***
<i>R. pseudoacacia</i>	99.472 (14.480)	***	ns	ns	-	211.732 (16.269)	ns	*	***	-	274.568 (16.771)	*	***	***	-
Septembar															
<i>T. tetrandra</i>	163.632 (15.067)	-	***	*	***	214.234 (14.757)	-	***	***	***	206.676 (14.381)	-	***	***	ns
<i>A. fruticosa</i>	99.346 (17.385)	***	-	ns	ns	130.014 (12.018)	***	-	ns	ns	136.322 (6.636)	***	-	ns	***
<i>P. alba</i>	123.110 (16.785)	*	ns	-	ns	127.636 (21.973)	***	ns	-	ns	120.136 (14.211)	***	ns	-	***
<i>R. pseudoacacia</i>	108.726 (16.194)	***	ns	ns	-	124.280 (12.792)	***	ns	ns	-	199.452 (13.187)	ns	***	***	-

5.4.7. Ukupna antioksidativna aktivnost u listovima ispitivanih vrsta biljaka

Razlike u ukupnoj antioksidativnoj aktivnosti u listovima ispitivanih vrsta, analizirane su na osnovu vremenske (Slika 110) i prostorne (Slika 111) dinamike efikasne koncentracije (IC 50) biljnog ekstrakta, koja je potrebna da se početna koncentracija DPPH radikala smanji za 50%. Razlike između vrsta na svakom staništu, prikazane su u Tabeli 67. Na osnovu trofaktorske analize varijanse (factorial ANOVA) je uočeno da na razlike značajan uticaj imaju sva tri posmatrana faktora varijabilnosti (stanište, sezona i vrsta, p<0.001), ali da veći uticaj na razlike u antioksidativnoj aktivnosti ima vrsta biljaka (Tabela 66).

Vrednost parametra IC 50 u listovima ispitivanih vrsta tokom istraživanog perioda kretala se: kod tamariksa na K od 0.05 – 0.09 mg/ml, na L1 od 0.003 – 0.022 mg/ml i na L2 od 0.006 – 0.033 mg/ml, kod bagrenca na K od 0.052 – 0.082 mg/ml, na L1 od 0.062 – 0.106 mg/ml i na L2 od 0.039 – 0.069 mg/ml, kod bele topole na K od 0.060 – 0.149

mg/ml, na L1 od 0.041 – 0.241 mg/ml i na L2 od 0.051 – 0.100 mg/ml i kod bagrema na K od 0.035 – 0.064, na L1 od 0.058 – 0.187 mg/ml i na L2 od 0.012 – 0.174 mg/ml.

Tabela 66. Uticaj faktora varijabilnosti (stanište, sezona i vrsta) na razlike u ukupnoj antioksidativnoj aktivnosti (IC 50) u listovima ispitivanih vrsta biljaka

IC 50	Stanište	Sezona	Vrsta	Stanište* Sezona	Stanište* Vrsta	Sezona* Vrsta	Stanište* Sezona* Vrsta
F	158.41	554.43	1714.04	294.85	508.01	752.07	505.34
p	***	***	***	***	***	***	***

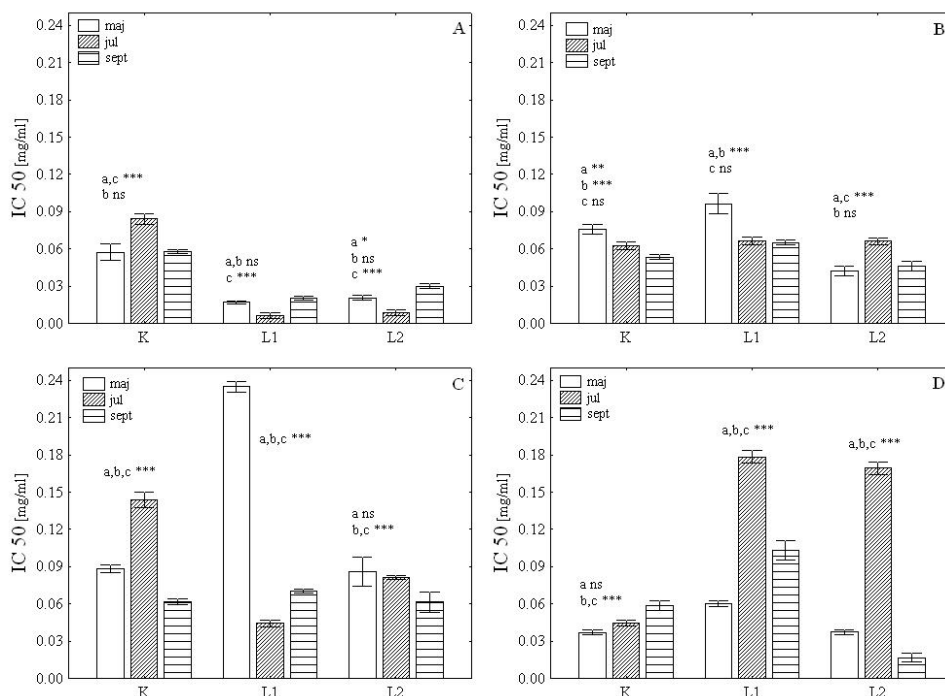
Kod tamariksa, vrednost parametra IC 50 na K je u julu bila veća u odnosu na maj ($p < 0.001$) i septembar ($p < 0.001$). Na L1 samo je u septembru bila veća u odnosu na jul ($p < 0.001$), a na L2 u julu je bila manja u odnosu na maj ($p < 0.05$) i septembar ($p < 0.001$). Tokom cele sezone vrednost IC 50 je na K bila veća u odnosu na L1 ($p < 0.001$) i L2 ($p < 0.001$), dok razlike između L1 i L2 nisu utvrđene.

Vrednost parametra IC 50 kod bagrenca na K je u julu bila manja u odnosu na maj ($p < 0.01$), a u septembru manja u odnosu na maj ($p < 0.001$), ali slična vrednosti u julu. Na L1 u julu i septembru je bila slična, ali manja u odnosu na maj ($p < 0.001$), dok je na L2 u julu bila veća u odnosu na maj ($p < 0.001$) i septembar ($p < 0.001$). U maju vrednost IC 50 je kod bagrenca na L1 bila veća u odnosu na K ($p < 0.001$), a na L2 manja u odnosu na K ($p < 0.001$) i L1 ($p < 0.001$). U julu na sva tri staništa vrednost IC 50 je bila ujednačena, a u septembru na L1 veća u odnosu na K ($p < 0.05$), a na L2 slična vrednosti na K, a manja u odnosu na L1 ($p < 0.001$).

Kod bele topole, vrednost IC 50 je na K u julu bila veća u odnosu na maj ($p < 0.001$), a u septembru manja u odnosu na maj ($p < 0.001$) i jul ($p < 0.001$). Na L1 je u julu bila manja u odnosu na maj ($p < 0.001$), a u septembru manja u odnosu na maj ($p < 0.001$), ali veća u odnosu na jul ($p < 0.001$). Na L2 u maju i julu je bila slična, a u septembru manja u odnosu na maj ($p < 0.001$) i jul ($p < 0.001$). U maju vrednost parametra IC 50 na L1 je bila veća u odnosu na K ($p < 0.001$), a na L2 slična vrednosti na K, a manja u odnosu na L1 ($p < 0.001$). U julu na L1 je bila manja u odnosu na K ($p < 0.001$), a na L2 manja u odnosu na K ($p < 0.001$) ali veća u odnosu na L1 ($p < 0.001$). U septembru, razlike nisu utvrđene.

Parametar IC 50 kod bagrema na K u maju i julu je bio sličan, a u septembru veći u odnosu na maj ($p<0.001$) i jul ($p<0.001$). Na L1 i L2 u julu je bio veći u odnosu na maj ($p<0.001$). U septembru, na L1 je bio veći u odnosu na maj ($p<0.001$), a manji u odnosu na jul ($p<0.001$). Na L2, u septembru je bio manji i u odnosu na maj ($p<0.001$) i u odnosu na jul ($p<0.001$). U sva tri sezonska preseka vrednost IC 50 je na L1 bila veća u odnosu na K ($p<0.001$). U maju, na L2 je bila slična vrednosti na K, a manja u odnosu na L1 ($p<0.001$). U julu je bila veća u odnosu na K ($p<0.001$), a slična vrednosti na L1. U septembru je bila manja u odnosu na K ($p<0.001$) i L1 ($p<0.001$).

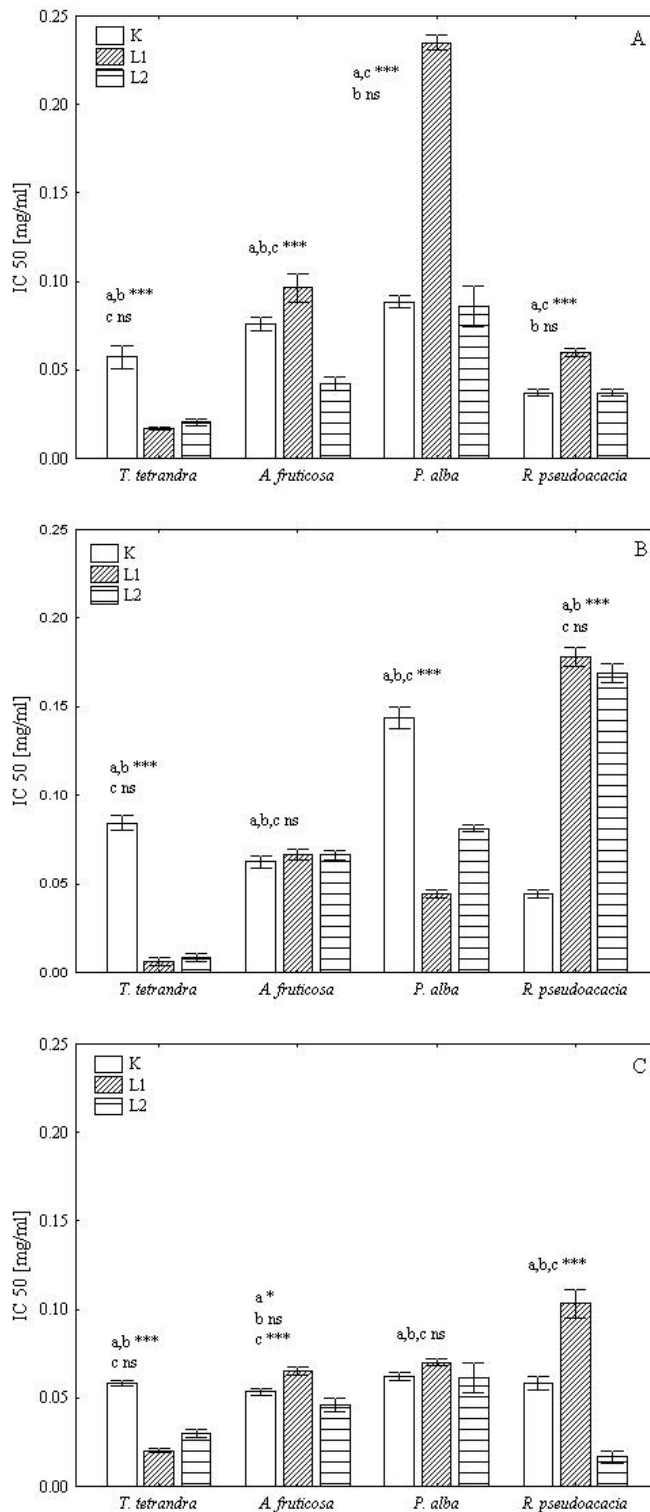
Na K u maju i julu, parametar IC 50 je imao najveće vrednosti u listovima bele topole ($p<0.001$), a najmanje u listovima bagrema ($p<0.001$). Kod tamariksa u maju, IC 50 je je imao manje ($p<0.001$), a u julu veće vrednosti ($p<0.001$), u odnosu na bagrenac. U septembru na K, parametar IC 50 je imao ujednačene vrednosti kod svih ispitivanih vrsta. Na L1 u maju najveći je bio u listovima bele topole ($p<0.001$) i smanjivao se preko bagrenca, bagrema do tamariksa u čijim listovima je imao najmanje vrednosti tokom cele sezone. U julu i septembru kod bagrenca je bio manji u odnosu na bagrem ($p<0.001$), a u odnosu na belu topolu u julu veći ($p<0.001$), a u septembru sličan. Na L2 najveću vrednost parametra IC 50 u maju i septembru imala je bela topola ($p<0.001$), a u julu bagrem ($p<0.001$). Najmanju vrednost u maju i julu imao je tamariks ($p<0.001$), a u septembru bagrem ($p<0.001$). U maju bagrenac i bagrem su imali sličnu vrednost parametra IC 50. U julu bagrenac je imao manji IC 50 od bele topole ($p<0.001$), a u septembru manji od tamariksa ($p<0.001$)



Slika 110. Vremenska dinamika antioksidativne aktivnosti (IC 50) u listovima A – *T. tetrandra*, B – *A. fruticosa*, C – *P. alba* i D – *R. pseudoacacia*, na K, L1 i L2, (ANOVA, n=5, *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)

Tabela 67. Razlike u antioksidativnoj aktivnosti u listovima ispitivanih biljaka, na pasivnim lagunama 'TENT A' (L1 i L2) i kontrolnom staništu (K), tokom sezone (ANOVA, n=5, **p<0.01, ***p<0.001, ns - nema značajnih razlika)

IC 50 [mg/ml]	K					L1					L2					
	Vrsta	M (SD)	T	A	P	R	M (SD)	T	A	P	R	M (SD)	T	A	P	R
Maj																
<i>T. tetrandra</i>	0.057 (0.007)	-	***	***	***	0.017 (0.001)	-	***	***	***	0.020 (0.002)	-	***	***	***	
<i>A. fruticosa</i>	0.076 (0.004)	***	-	**	***	0.096 (0.008)	***	-	***	***	0.042 (0.004)	***	-	***	ns	
<i>P. alba</i>	0.088 (0.003)	***	**	-	***	0.235 (0.004)	***	***	-	***	0.086 (0.011)	***	***	-	***	
<i>R. pseudoacacia</i>	0.037 (0.002)	***	***	***	-	0.060 (0.002)	***	***	***	-	0.037 (0.002)	***	ns	***	-	
Jul																
<i>T. tetrandra</i>	0.084 (0.004)	-	***	***	***	0.006 (0.002)	-	***	***	***	0.008 (0.002)	-	***	***	***	
<i>A. fruticosa</i>	0.062 (0.003)	***	-	***	***	0.066 (0.003)	***	-	***	***	0.066 (0.003)	***	-	***	***	
<i>P. alba</i>	0.144 (0.066)	***	***	-	***	0.044 (0.003)	***	***	-	***	0.081 (0.002)	***	***	-	***	
<i>R. pseudoacacia</i>	0.044 (0.002)	***	***	***	-	0.178 (0.005)	***	***	***	-	0.169 (0.005)	***	***	***	-	
Septembar																
<i>T. tetrandra</i>	0.058 (0.002)	-	ns	ns	ns	0.020 (0.001)	-	***	***	***	0.036 (0.002)	-	***	***	**	
<i>A. fruticosa</i>	0.053 (0.002)	ns	-	ns	ns	0.065 (0.002)	***	-	ns	***	0.046 (0.004)	***	-	***	***	
<i>P. alba</i>	0.062 (0.002)	ns	ns	-	ns	0.070 (0.002)	***	ns	-	***	0.061 (0.008)	***	***	-	***	
<i>R. pseudoacacia</i>	0.058 (0.004)	ns	ns	ns	-	0.103 (0.008)	***	***	***	-	0.017 (0.004)	**	***	***	-	

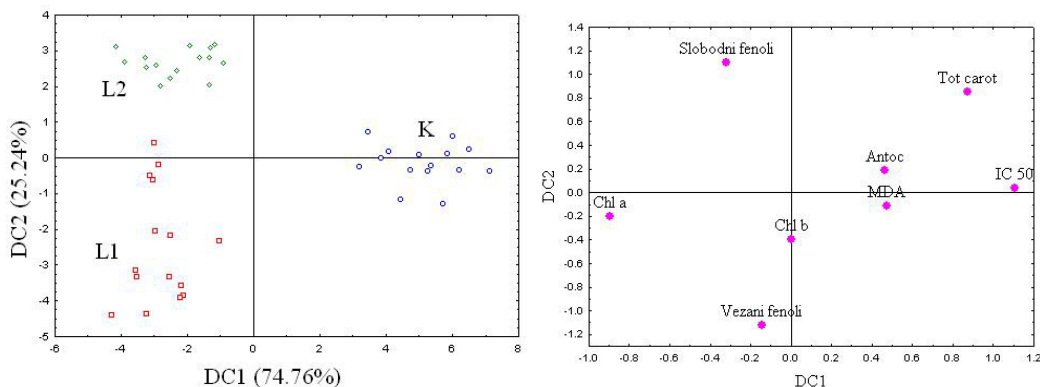


Slika 111. Prostorna dinamika antioksidativne aktivnosti (IC 50) u listovima ispitivanih biljaka na pasivnim lagunama (L1 i L2) deponije pepela 'TENT A' i kontrolnom staništu (K) u A – maju, B – julu i C – septembru mesecu (ANOVA, n=5, *p<0.05, ***p<0.001, ns – nema značajnih razlika)

5.4.8. Ukupan biohemijski odgovor ispitivanih vrsta biljaka na stres

Razlike u sadržaju biohemijskih parametara (varijable – Chl a, Chl b, Antoc, Tot Carot, Slobodni fenoli, Vezani fenoli, MDA i IC 50) u listovima ispitivanih vrsta biljaka, između različitih staništa, kao i njihove međusobne razlike na svakom od ispitivanih staništa, testirane su kanonijskom diskriminacionom analizom.

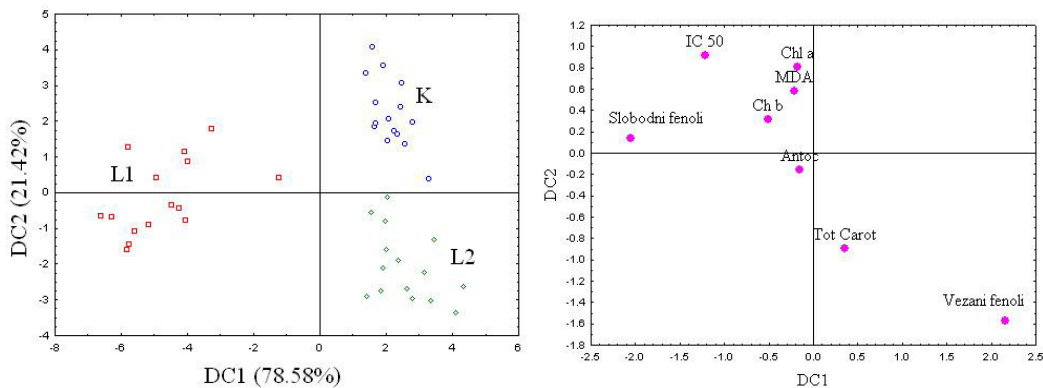
Rezultati koji prikazuju razlike između staništa na kojima je analiziran sadržaj biohemijskih parametara u listovima *T. tetrandra* prikazani su na Slici 112. Sva staništa na kojima raste tamariks se jasno razdvajaju. Prema prvoj diskriminacionoj funkciji (DC1), koja objašnjava 74.76 % razlikama između staništa najviše doprinose varijable IC 50, Chl a i Tot Carot. Prema drugoj diskriminacionoj funkciji (DC2), koja objašnjava 25.24 % razlika za ispitivane parametre, staništa najviše razdvajaju varijable Vezani i Slobodni fenoli.



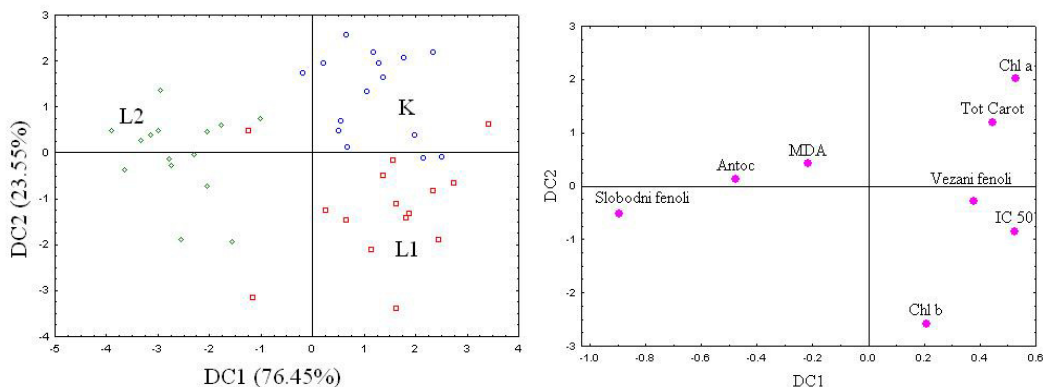
Slika 112. Kanonijska diskriminaciona analiza – razdvajanje staništa na osnovu sadržaja biohemijskih parametara u listovima *T. tetrandra*; grafički prikaz standardizovanih koeficijenata za kanonijske varijable

Rezultati koji prikazuju razlike između staništa na kojima je analiziran sadržaj biohemijskih parametara u listovima *A. fruticosa* prikazani su na Slici 113. Sva staništa na kojima raste bagrenac se jasno razdvajaju. Prema prvoj diskriminacionoj funkciji (DC1), koja objašnjava 78.58 % razlika u sadržaju ispitivanih parametara razdvajanju staništa najviše doprinose varijable Vezani fenoli, Slobodni fenoli i IC 50. Prema drugoj

diskriminacionoj funkciji (DC2), koja objašnjava 21.42 % razlika za ispitivane parametre najveći značaj za razdvajanja imaju varijable Vezani fenoli i IC 50.



Slika 113. Kanonijska diskriminaciona analiza – razdvajanje staništa na osnovu sadržaja biohemijskih parametara u listovima *A. fruticosa*; grafički prikaz standardizovanih koeficijenata za kanonijske varijable

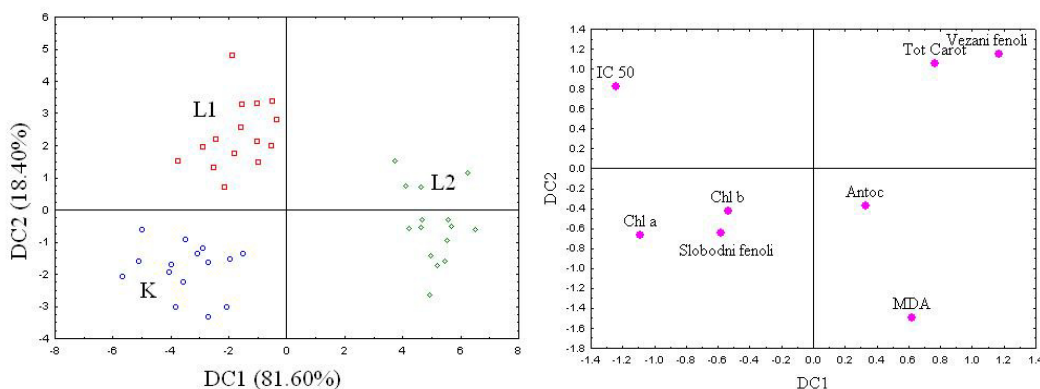


Slika 114. Kanonijska diskriminaciona analiza – razdvajanje staništa na osnovu sadržaja biohemijskih parametara u listovima *P. alba*; grafički prikaz standardizovanih koeficijenata za kanonijske varijable

Rezultati koji prikazuju razlike između staništa na kojima je analiziran sadržaj biohemijskih parametara u listovima *P. alba* prikazani su na Slici 114. Uočeno je da staništa na kojima raste bela topola nisu jasno izdvojena. Prema prvoj diskriminacionoj funkciji (DC1), koja objašnjava 76.45 % razlika u sadržaju ispitivanih parametara najveći značaj za razdvajanje staništa imaju varijable Slobodni fenoli, Chl a i IC 50.

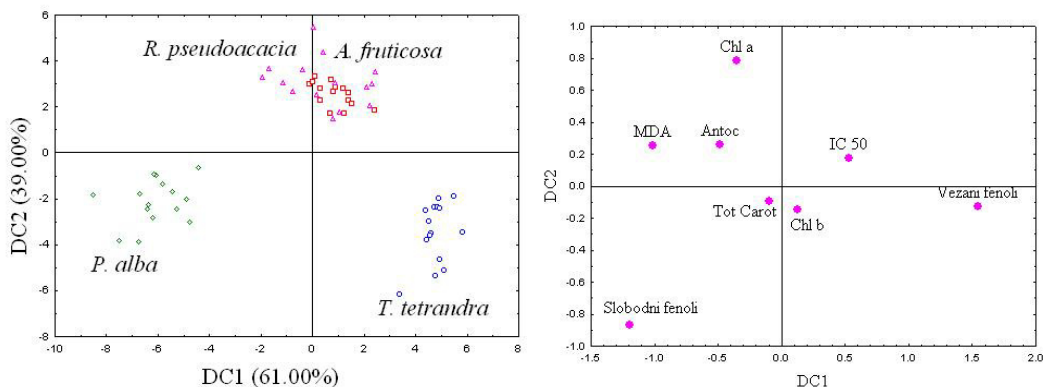
Prema drugoj diskriminacionoj funkciji (DC2), koja objašnjava 23.55 % razlikama najviše doprinose varijable Chl b i Chl a.

Rezultati koji prikazuju razlike između staništa na kojima je analiziran sadržaj biohemijских parametara u listovima *R. pseudoacacia* prikazani su na Slici 115. Sva staništa na kojima raste bagrem jasno su razdvojena. Prema prvoj diskriminacionoj funkciji (DC1), koja objašnjava 81.60 % razlika u sadržaju ispitivanih parametara najveći značaj za razdvajanje imaju varijable Vezani fenoli, IC 50 i Chl a. Prema drugoj diskriminacionoj funkciji (DC2), koja objašnjava 18.40 % razlika za ispitivane parametre najveći značaj za razdvajanja imaju varijable MDA, Vezani fenoli i Tot Carot.



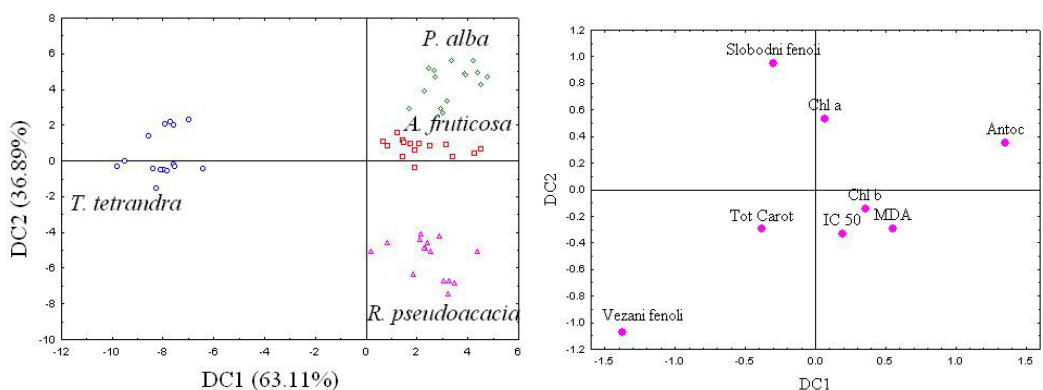
Slika 115. Kanonijska diskriminaciona analiza – razdvajanje staništa na osnovu sadržaja biohemijских parametara u listovima *R. pseudoacacia*; grafički prikaz standardizovanih koeficijenata za kanonijske varijable

Rezultati koji prikazuju razlike u sadržaju biohemijских parametara u listovima između ispitivanih vrsta biljaka na kontrolnom staništu prikazani su na Slici 116. Vrste *P. alba* i *T. tetrandra* su jasno razdvojene, dok se vrste *R. pseudoacacia* i *A. fruticosa*, delimično preklapaju. Prema prvoj diskriminacionoj funkciji (DC1), koja objašnjava 61.00 % razlika u sadržaju ispitivanih parametara, najznačajnije se odvajaju vrste *P. alba* i *T. tetrandra*, a razlikama najviše doprinose varijable Slobodni fenoli i Vezani fenoli. Prema drugoj diskriminacionoj funkciji (DC2), koja objašnjava 39.00 % razlika za ispitivane parametre, najznačajnije se odvajaju vrste *R. pseudoacacia* i *A. fruticosa* od vrsta *P. alba* i *T. tetrandra*, čemu najveći doprinos daje varijabla Slobodni fenoli.

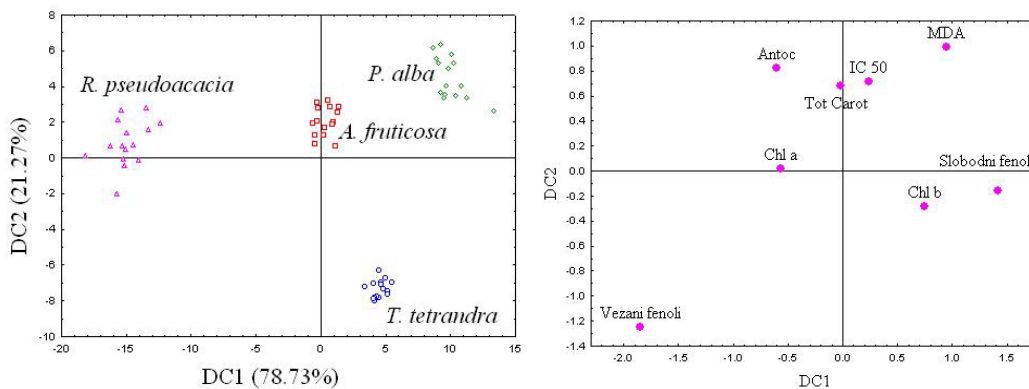


Slika 116. Kanonijska diskriminaciona analiza – razdvajanje vrsta na kontrolnom staništu na osnovu sadržaja biohemijskih parametara u listovima ispitivanih biljaka; grafički prikaz standardizovanih koeficijenata za kanonijske varijable

Rezultati koji prikazuju razlike između vrsta na staništu L1 prikazani su na Slici 117. Prema prvoj diskriminacionoj funkciji (DC1), koja objašnjava 63.11 % razlika u sadržaju ispitivanih parametara, najznačajnije se odvajaju vrste *P. alba*, *A. fruticosa* i *R. pseudoacacia* od vrste *T. tetrandra*. Najveći značaj za razdvajanje po DC1 imaju varijable Vezani fenoli i Antoc. Prema drugoj diskriminacionoj funkciji (DC2), koja objašnjava 36.89 % razlika za ispitivane parametre, najznačajnije se odvajaju vrste *P. alba* i *A. fruticosa* od *R. pseudoacacia*, a razlikama najviše doprinosi varijabla Vezani fenoli.



Slika 117. Kanonijska diskriminaciona analiza – razdvajanje vrsta na staništu L1 na osnovu sadržaja biohemijskih parametara u listovima ispitivanih biljaka; grafički prikaz standardizovanih koeficijenata za kanonijske varijable



Slika 118. Kanonijska diskriminaciona analiza – razdvajanje vrsta na staništu L2 na osnovu sadržaja biohemijskih parametara u listovima ispitivanih biljaka; grafički prikaz standardizovanih koeficijenata za kanonijske varijable

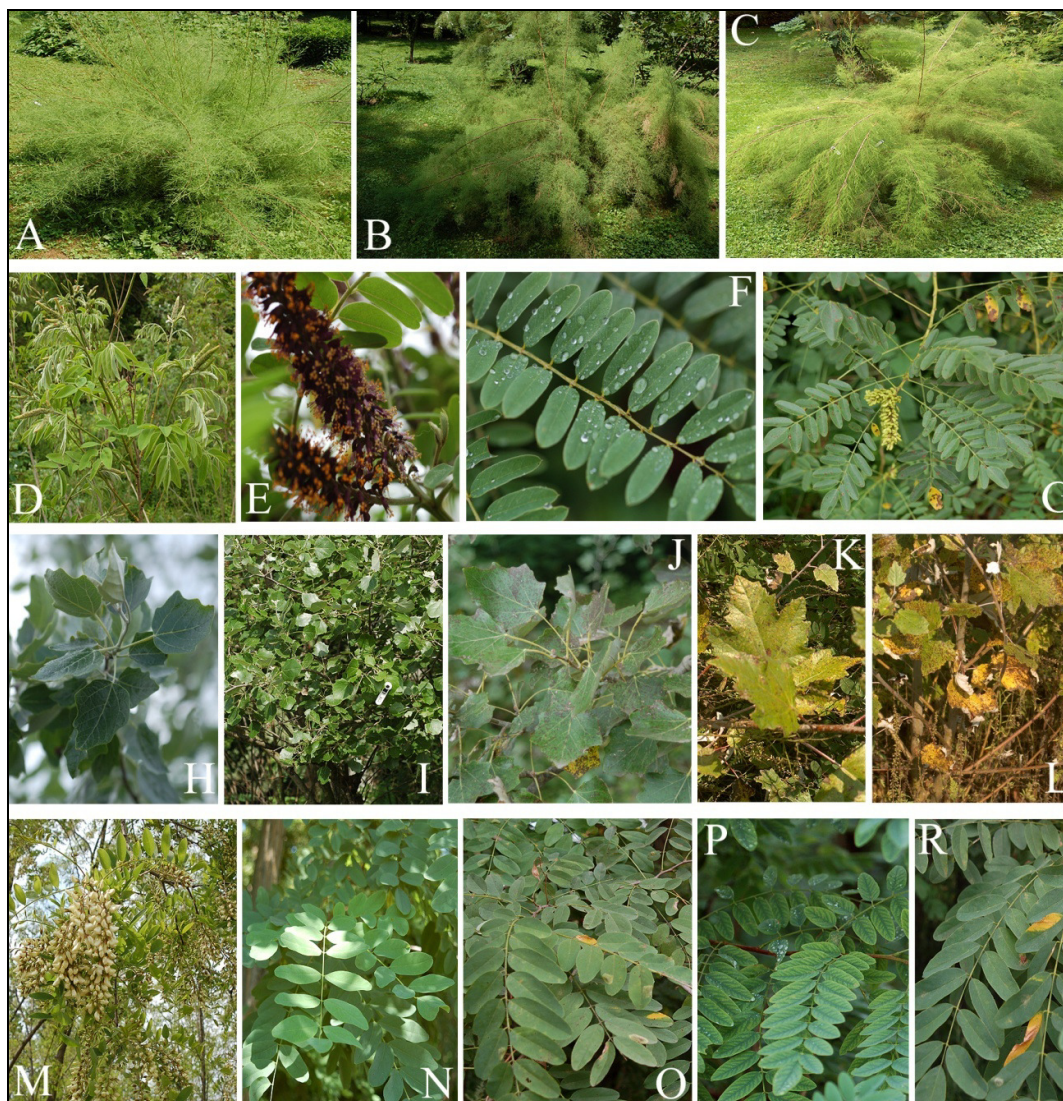
Rezultati koji prikazuju razlike između vrsta na staništu L2 prikazani su na Slici 118. Sve vrste su jasno razdvojene. Prema prvoj diskriminacionoj funkciji (DC1), koja objašnjava 78.73 % razlika u sadržaju ispitivanih biohemijskih parametara, najznačajnije se odvajaju vrste *P. alba* i *R. pseudoacacia*, čemu najviše doprinose varijable Vezani fenoli, Slobodni fenoli i MDA. Prema drugoj diskriminacionoj funkciji (DC2), koja objašnjava 21.27 % razlika, najznačajnije se odvajaju vrste *R. pseudoacacia*, *P. alba* i *A. fruticosa* od vrste *T. tetrandra*, a najveći značaj za razdvajanje imaju varijable Vezani fenoli i MDA.

5.5. MORFOLOŠKE KARAKTERISTIKE LISTOVA ISPITIVANIH VRSTA BILJAKA

5.5.1. Vidljivi simptomi oštećenja na listovima ispitivanih vrsta biljaka

Praćenje morfoloških promena na listovima ispitivanih vrsta biljaka na pasivnim lagunama deponije pepela 'TENT A' različite starosti (L1 i L2) i kontrolnim staništima (K), vršeno je tokom vegetacionog perioda u tri sezonska preseka (maj, jul i septembar).

Morfološke promene na listovima ispitivanih biljaka na kontrolnim staništima su prikazane na Slici 119.



Slika 119. Morfološke promene na listovima ispitivanih biljaka na K: tamariks (A-maj, B-jul, C-septembar); bagrenac (D,E-maj, F-jul, G-septembar); bela topola (H-maj, I-jul, J,K,L-septembar) i bagrem (M-maj, N-jul, O,P,R- septembar)

Na kontrolnom staništu prve promene na listovima tamariksa uočene su u julu mesecu, u vidu retkih hloroza i sušenja listova na donjim granama. U septembru su uočene iste promene u neznatno većem obimu. Na listovima bagrenca na kontrolnom staništu, prve morfološke promene su uočene u septembru u vidu retkih tačkastih

nekroza, hloroza i sušenja donjih listova. Na kontrolnom staništu, listovi bele topole u maju i julu su bili zeleni bez vidljivih promena. Prve promene su uočene u septembru i odnosile su se na pojavu hloroza ljubičasto – smeđe boje, intervenalnih hloroza i delimičnog ili potpunog sušenja donjih listova. Na listovima bagrema na kontrolnom staništu prve promene su primećene u septembru u vidu intervenalnih hloroza i sušenja delova listova.

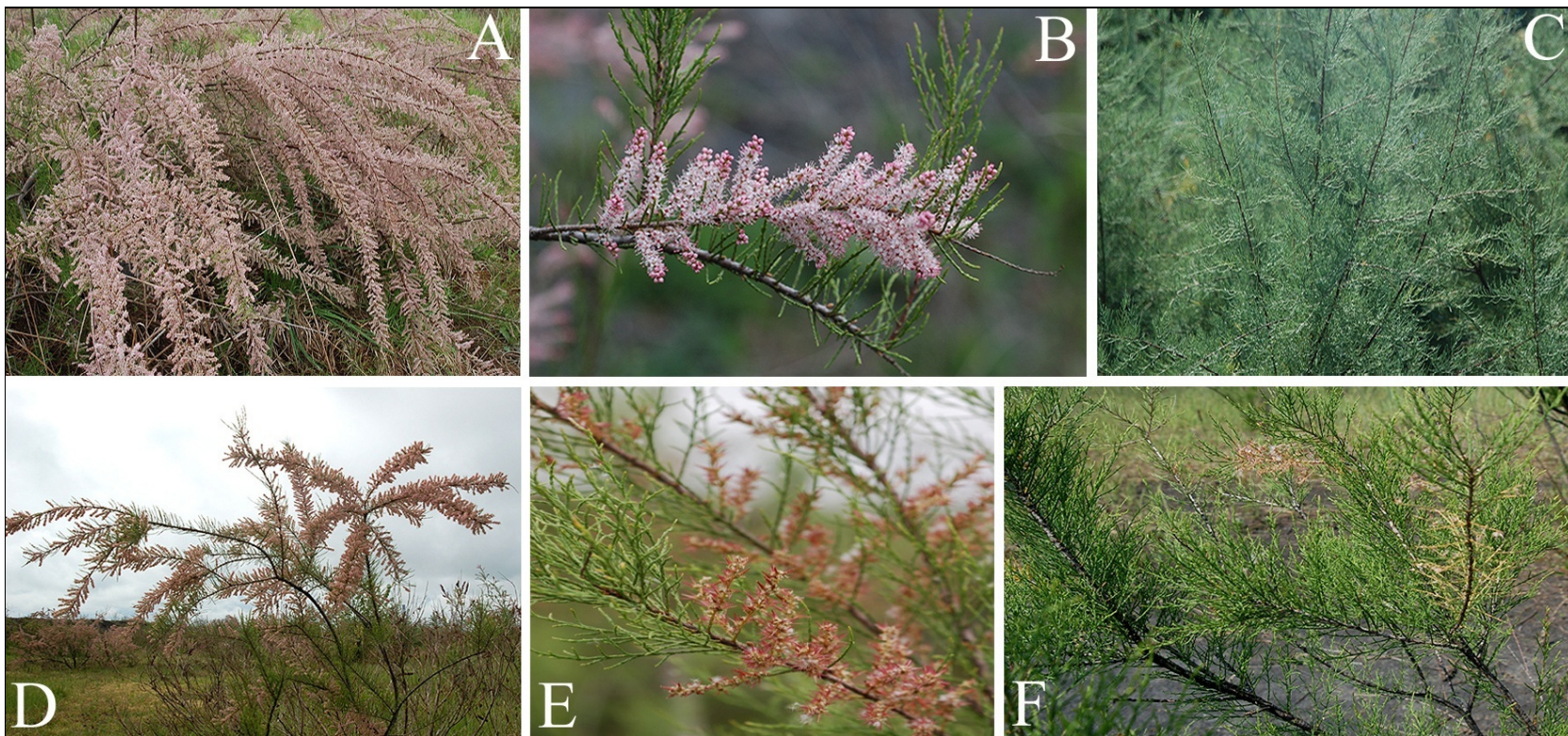
Na listovima tamariksa na L1 u maju, morfološke promene nisu primećene (Slika 120. A,B,C). Prve promene u vidu mestimičnih hloroza donjih listova (Slika 121. B,C,D) primećene su u julu, dok je broj jedinki sa potpuno zelenim granama bio značajno veći (Slika 121. A). U septembru na L1, listovi tamariksa su na vršnim delovima grana, bili zahvaćeni hlorotičnim promenama (Slika 122. C,D,E), a primećeno je i sušenje listova na donjim granama (Slika 122. A,B). Na L2, retki simptomi oštećenja u vidu hloroza tkiva na listovima tamariksa u osnovi pojedinih grana (Slika 120. F) primećene su već u maju. U julu, te promene su bile mnogo intenzivnije (Slika 121. E), dok su na pojedinim individuama primećene nekrotične promene tkiva različitog intenziteta, sa ostrim prelazima između zdravog i oštećenog tkiva (Slika 121. F,G,H,I). U septembru, kod velikog broja individua tamariksa na L2 uočene su promene od hloroza (Slika 122. G), nekroza koje su zahvatale deo (Slika 122. H) ili ceo list (Slika 122. F), do potpuno suvih grana bez prisustva listova (Slika 122. J).

Žbunovi bagrenca u maju, su na obe lagune bili u cvetu, a na listovima nije uočeno prisustvo simptoma morfoloških promena (Slika 123). U julu na L1, na listovima različitih individua bagrenca uočeno je nekoliko tipova promena nejednakog intenziteta u vidu sitnih tačkastih nekroza centralnim delovima lista i marginalnih nekroza crveno - smeđe boje, a ima listova koji su usled gubitka hlorofila žute boje (Slika 124. A-C). Takođe, prisutne su i intervenalne hloroze koje su zahvatile celu površinu liske (Slika 124. D). U septembru na listovima bagrenca na L1 primećeno je širenje tačkastih crveno - smeđih nekroza (Slika 125. A), kao i marginalnih nekroza koje su kod pojedinih individua dovele do potpunog sušenja obodnih delova lista (Slika 125. B,C,D). Na L2 u julu, promene u vidu sitno - tačkastih nekroza uočene su na gornjim listovima (Slika 124. G), dok je na pojedinim žbunovima primećena hloroza cele površine starijih listova u osnovi grana (Slika 124. F). Primećene su vršne i intravenalne nekroze (Slika 124. H).

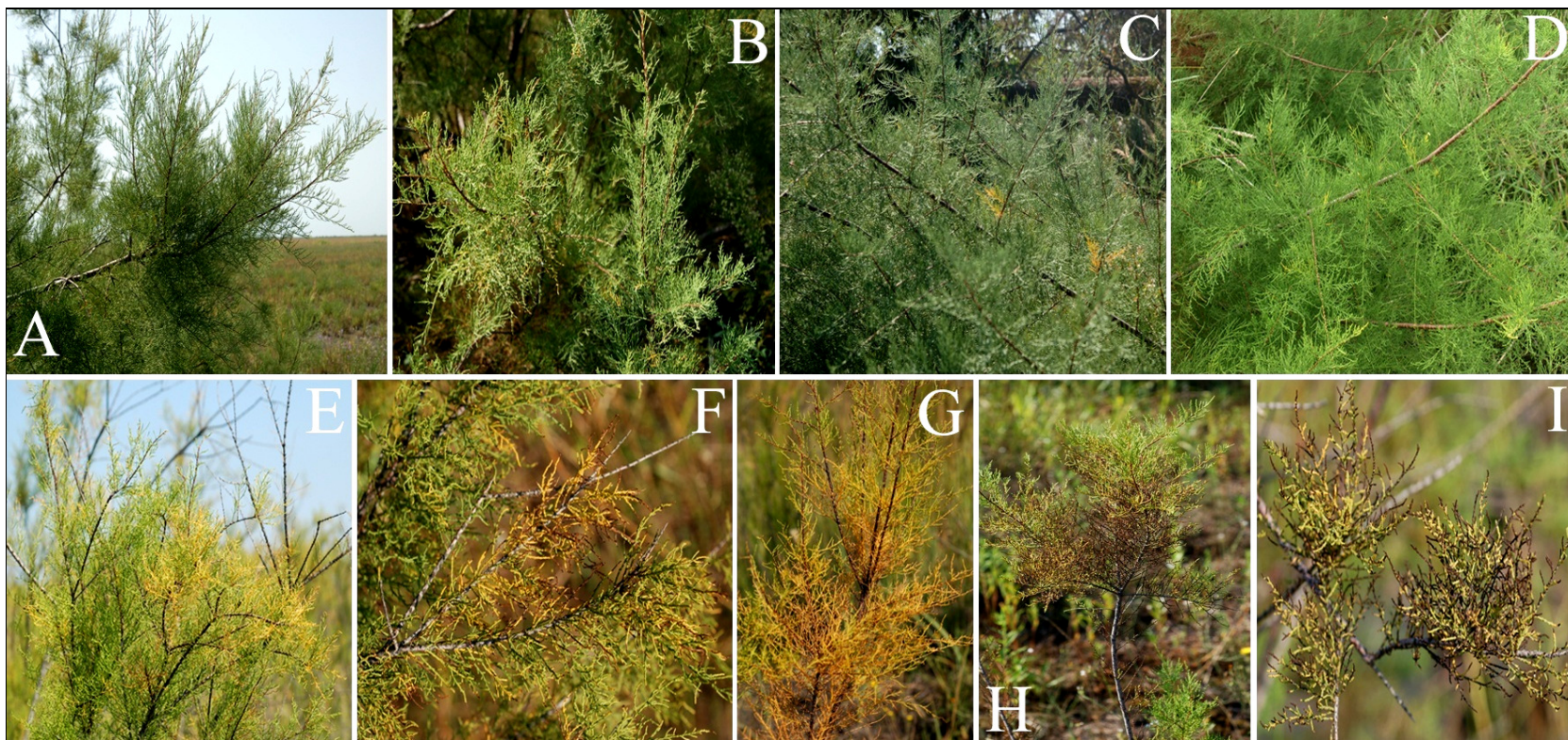
U septembru su pored tačkastih nekroza (Slika 125. E), i marginalnih hloroza (Slika 125. F), primećene i vršne nekroze starijih listova (Slika 125. G,H).

Prva vidljiva oštećenja na listovima bele topole na lagunama L1 i L2, uočena su u julu. Na L1 u julu većina listova je bila zelene boje, dok je na pojedinim listovima uočena pojava intervenalnih hloroza koje se šire zahvatajući velike površine lista (Slika 127. A, C), kao i tamnih tačkastih nekroza nepravilnog oblika (Slika 127. C), koje su se u septembru takođe proširile na veći deo lista (Slika 127 A-D). Hlorotične promene na listovima su bile izraženije na obodnom delu lista (Slika 127. E,G), kao i na donjim listovima (Slika 127. F). Kod pojedinih individua listovi su bili zahvaćeni tačkastim nekrotičnim promenama (Slika 127. H,J), dok su kod nekih listovi imali ljubičastu boju (Slika 127. I). U septembru pomenute morfološke promene su bile izraženije, tako da su intervenalne hloroze i nekroze uočene na većem broju listova (Slika 128. E-H).

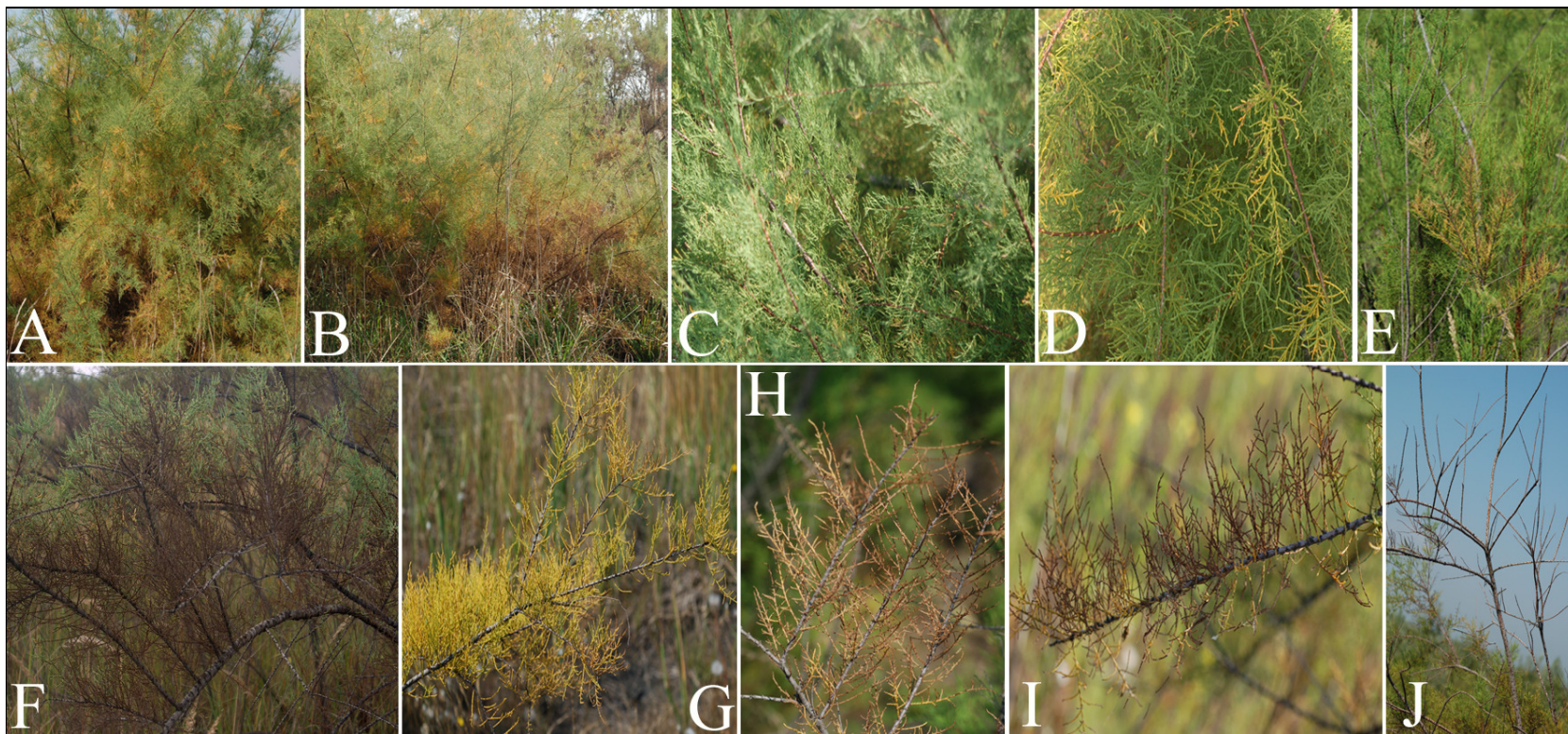
Individue bagrema, na obe lagune u maju su bile u cvetu, a listovi svetlo zeleni bez vidljivih oštećenja (Slika 129). Prve promene u vidu hloroza i tačkastih nekroza primećene su u julu mesecu pri čemu su na površini L1 bile izraženije (Slika 130). U septembru na L1 su uočene hloroze, kao i marginalne nekroze koje zahvataju ceo obod lista (Slika 131. A,B,C, D). Na L2, hloroze su zahvatale donje listove, kao i obodni deo lista (Slika 131. F, E), dok su nekroze bile lokalizovane na vršnim delovima lista (Slika 131. H).



Slika 120. Morfološke promene na listovima tamariksa u maju, na L1 (A,B,C) i na L2 (D,E,F)



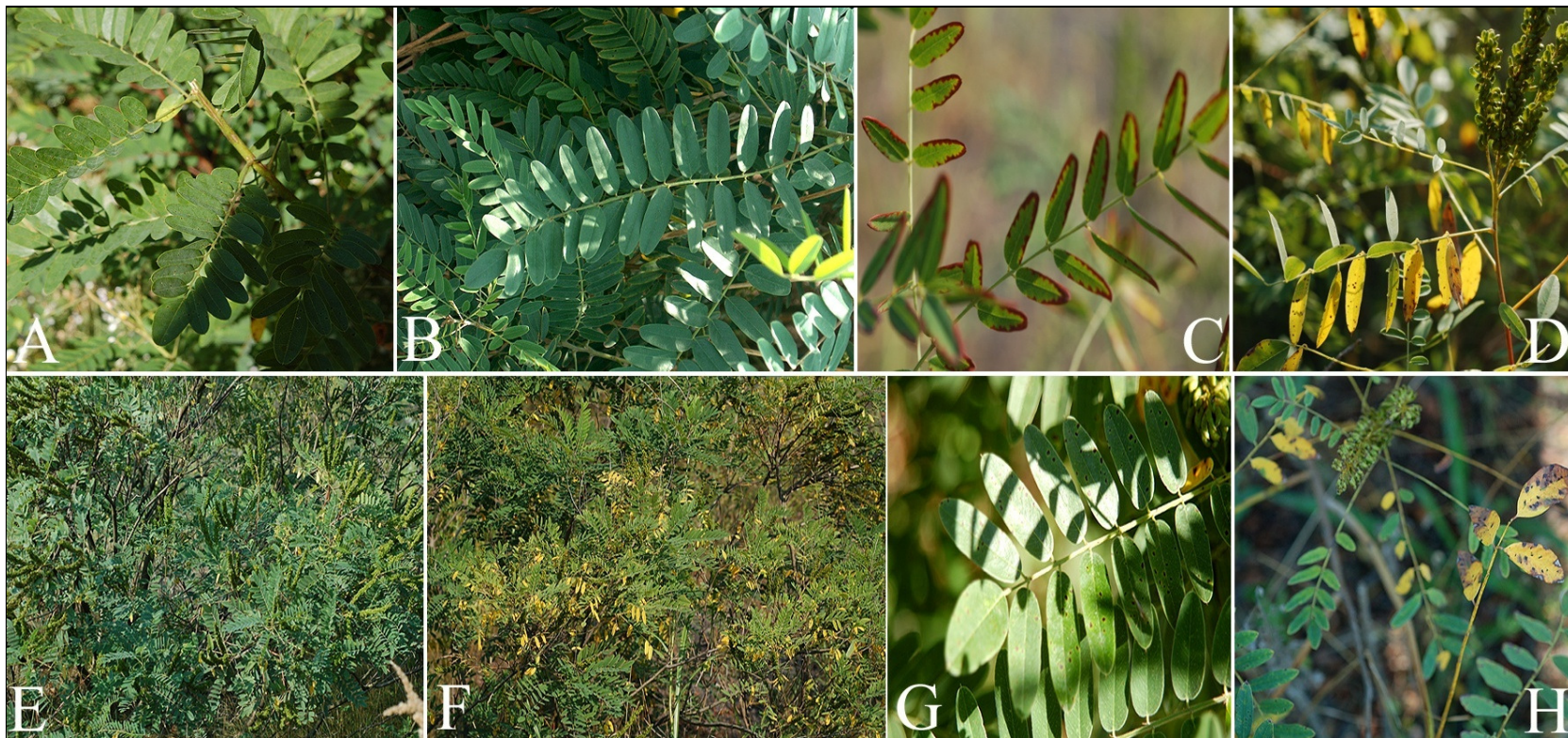
Slika 121. Morfološke promene na listovima tamariksa u julu, na L1 (A,B,C,D) i na L2 (E,F,G,H,I)



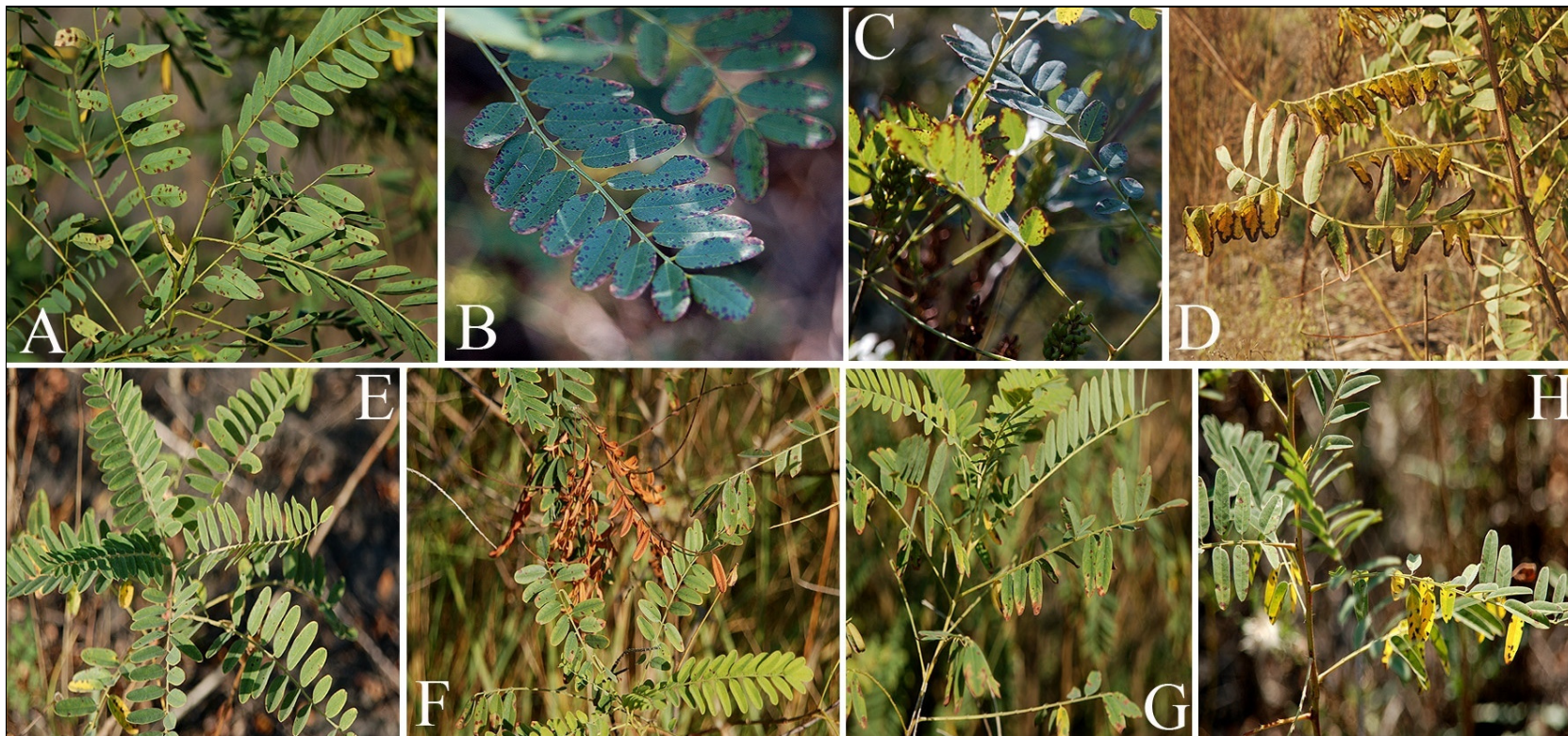
Slika 122. Morfološke promene na listovima tamariksa u septembru, na L1 (A,B,C,D,E) i na L2 (F,G,H,I,J)



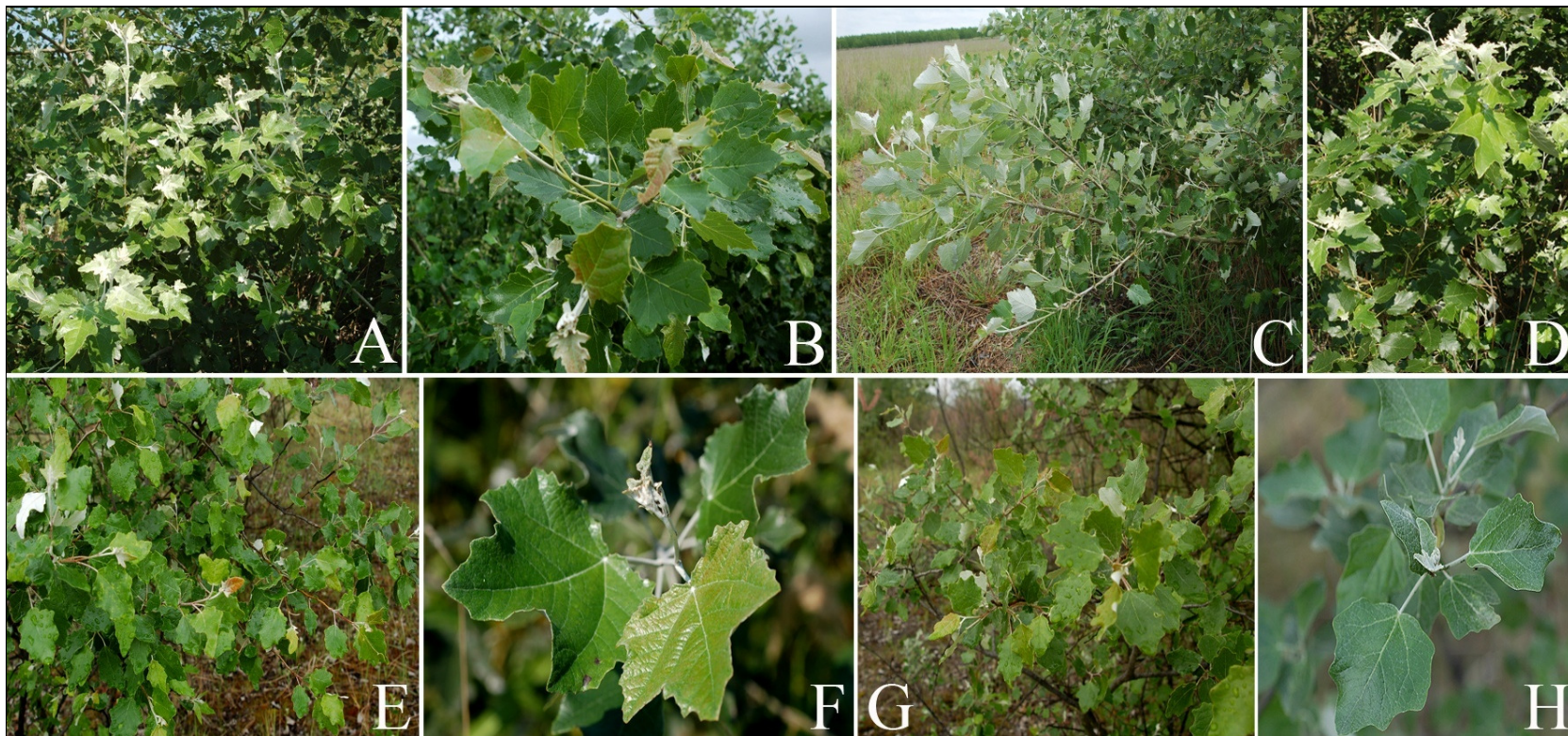
Slika 123. Morfološke promene na listovima bagrenca u maju, na L1 (A,B,C,D) i na L2 (E,F,G,H)



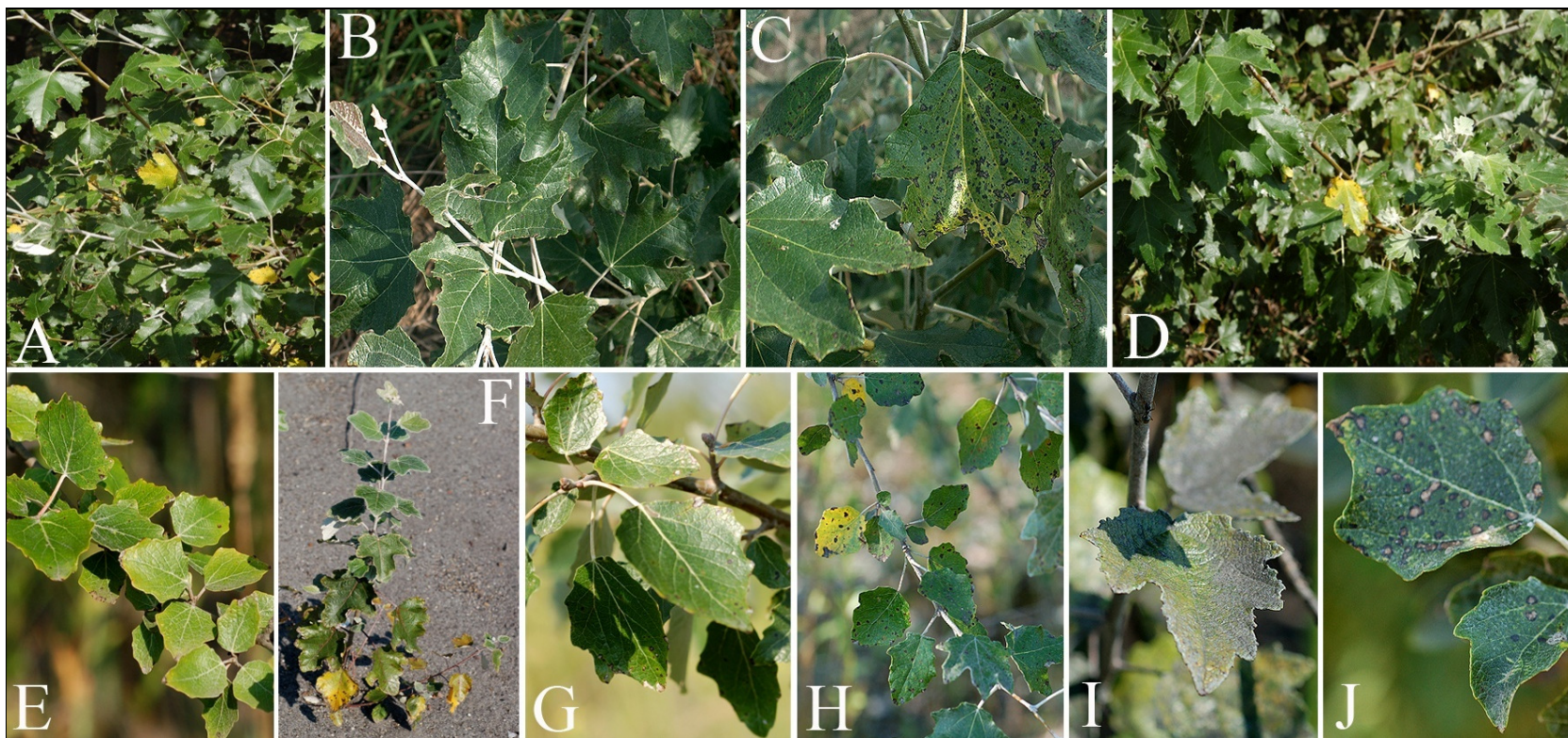
Slika 124. Morfološke promene na listovima bagrenca u julu, na L1 (A,B,C,D) i na L2 (E,F,G,H)



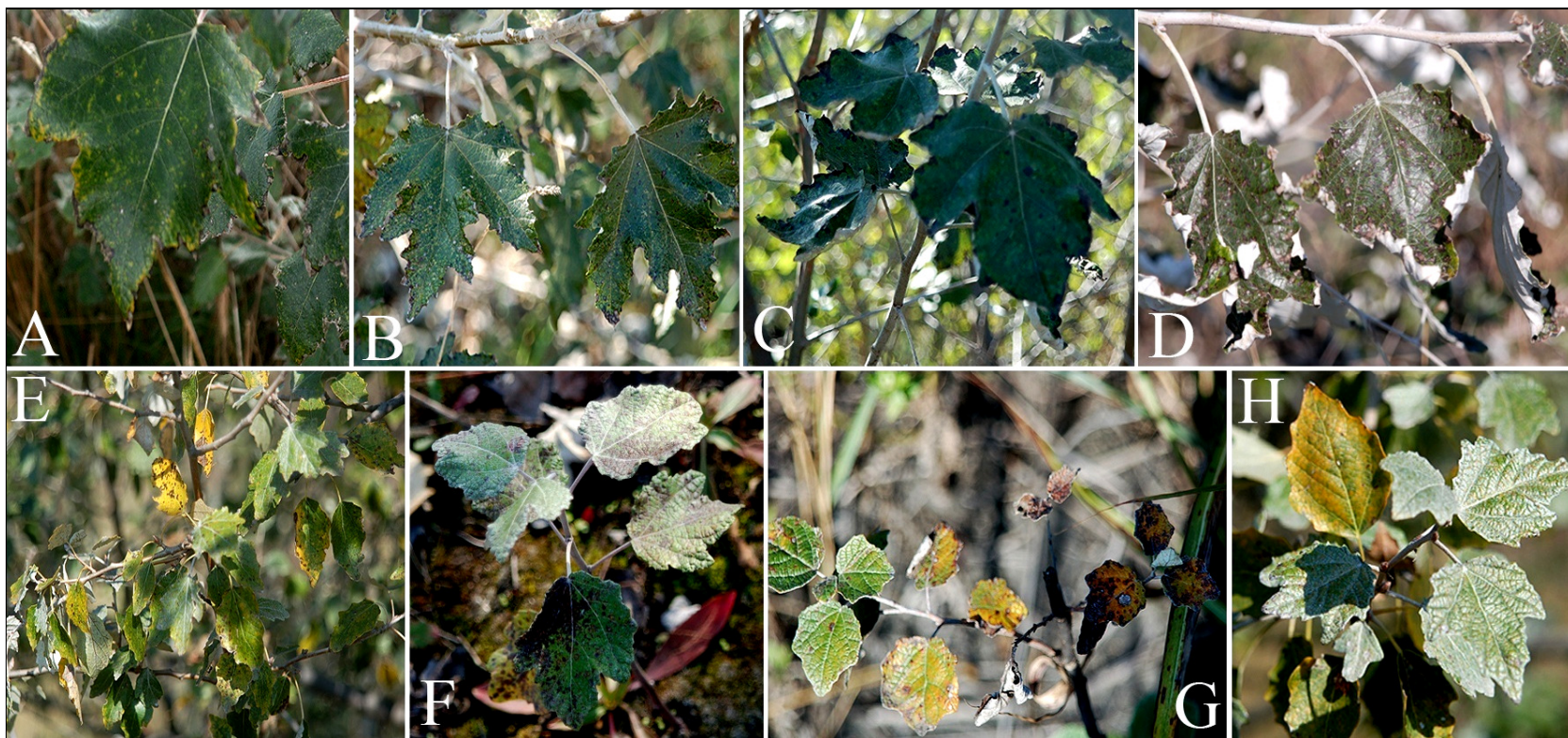
Slika 125. Morfološke promene na listovima bagrenca u septembru, na L1 (A,B,C,D) i na L2 (E,F,G,H)



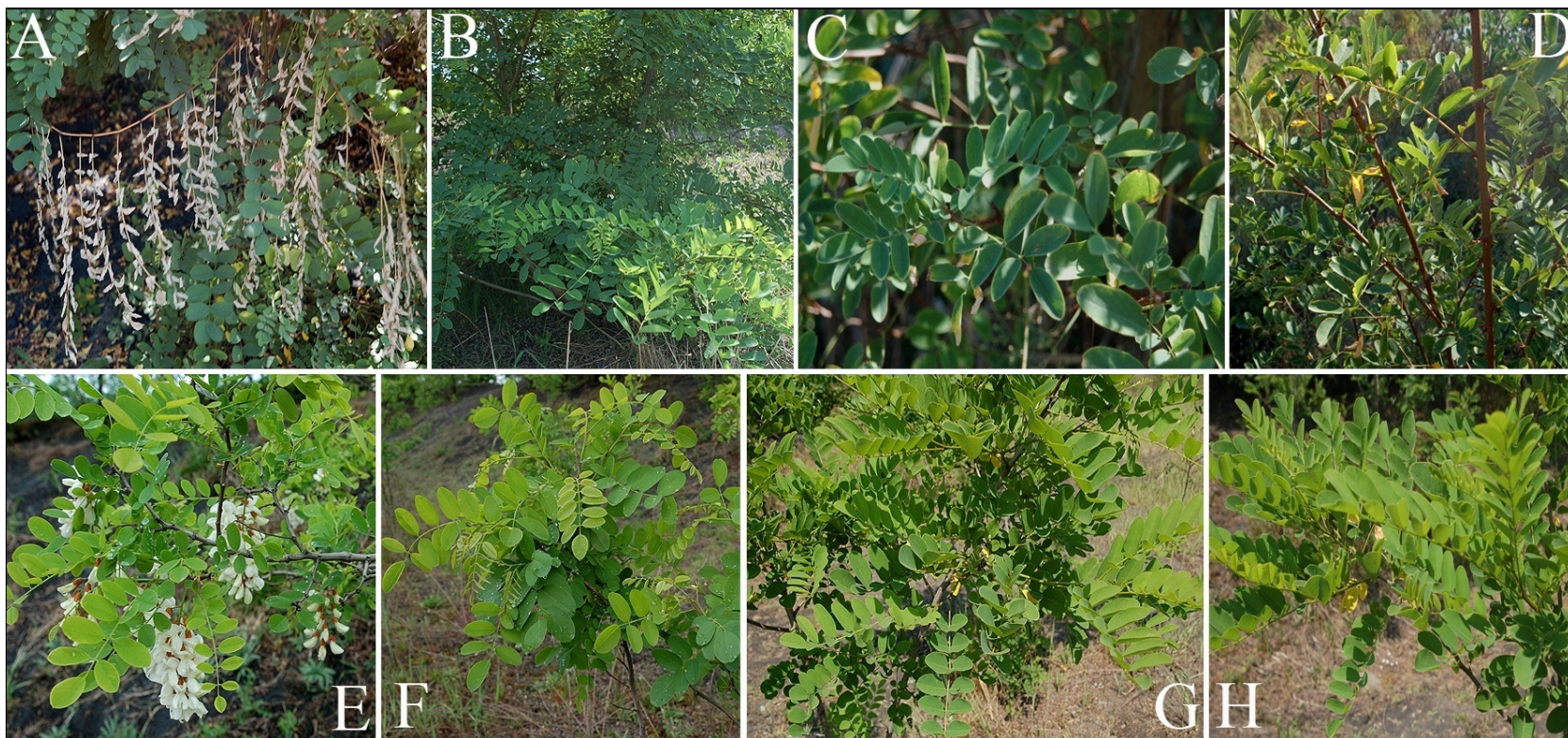
Slika 126. Morfološke promene na listovima bele topole u maju, na L1 (A,B,C,D) i na L2 (E,F,G,H)



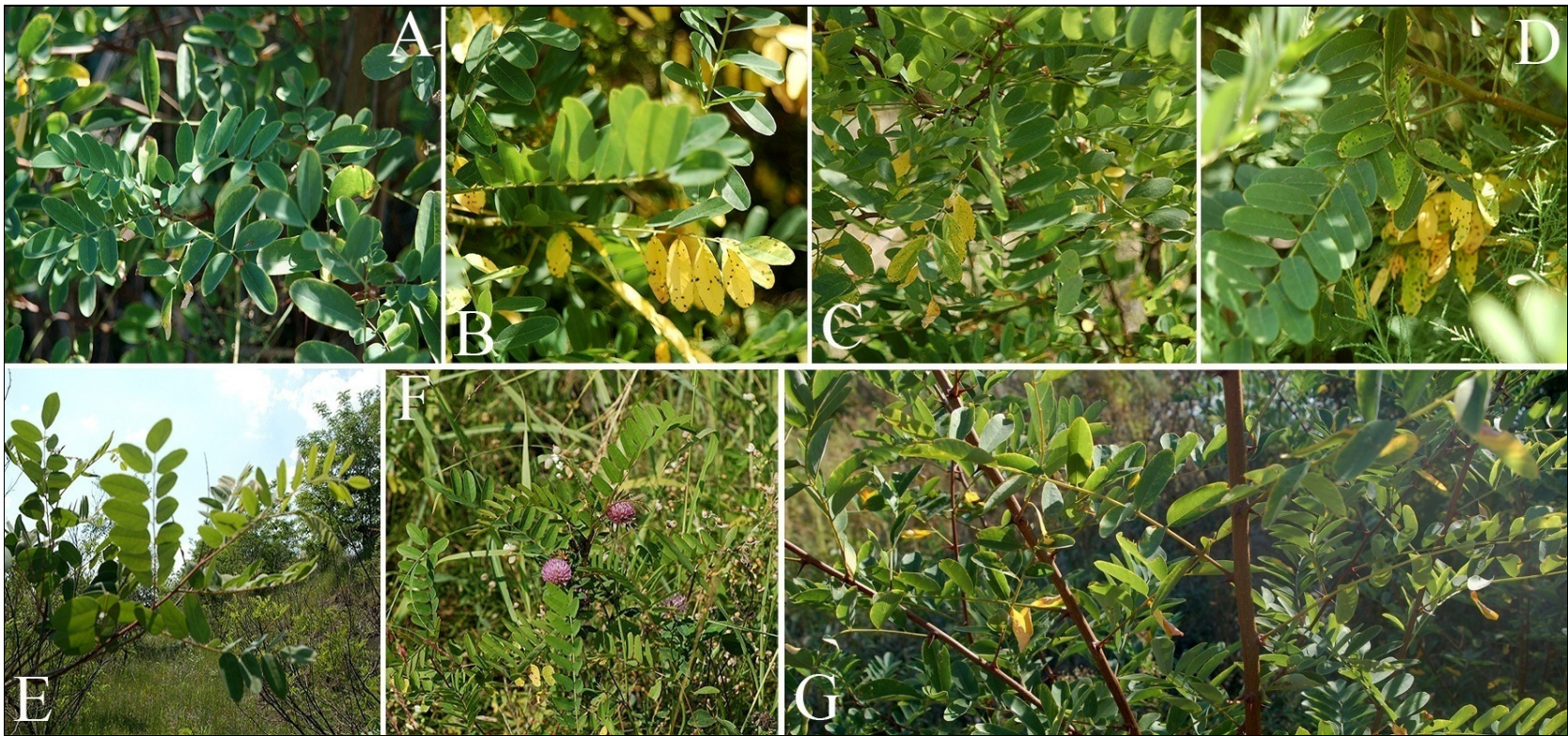
Slika 127. Morfološke promene na listovima bele topole u julu, na L1 (A,B,C,D) i na L2 (E,F,G,H,I,J)



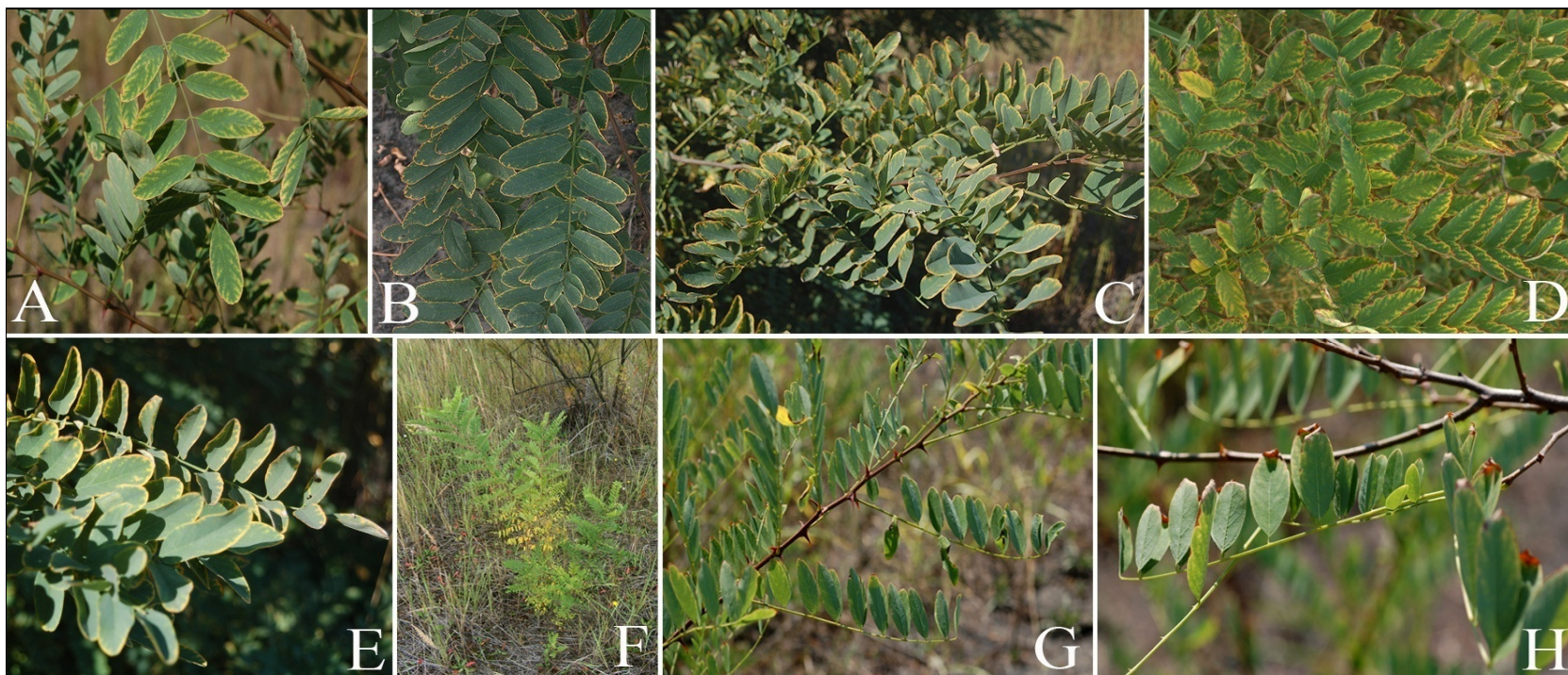
Slika 128. Morfološke promene na listovima bele topole u septembru, na L1 (A,B,C,D) i na L2 (E,F,G,H)



Slika 129. Morfološke promene na listovima bagrema u maju, na L1 (A,B,C,D) i na L2 (E,F,G,H)



Slika 130. Morfološke promene na listovima bagrema u julu, na L1 (A,B,C,D) i na L2 (E,F,G)



Slika 131. Morfološke promene na listovima bagrema u septembru, na L1 (A,B,C,D) i na L2 (E,F,G,H)

5.5.2. Struktura perifernih zaštita i karakteristike čestica deponovanih na površini listova ispitivanih vrsta biljaka

Stanje perifernih zaštita listova izabranih vrsta biljaka na ispitivanim lokalitetima analizirano je metodom skening elektronske mikroskopije (SEM). Analizirani su mladi listovi u maju, potpuno razvijeni u julu i stari listovi u septembru, da bi se uočilo potencijalno prisustvo oštećenja površinskih struktura. Takođe, analizirana je veličina, gustina, oblik i hemijski sastav čestica deponovanih na spoljašnje površine listova.

Na listovima tamariksa, na kontrolnom staništu u maju su uočene kako pojedinačne čestice, tako i njihovi aglomerati (Slika 132 A, B). U julu (Slika 132 C, D) i septembru (Slika 132 E, F), je uočen veći broj deponovanih čestica i oštećenja kutikule i epidermisa. Veličina nakupljenih čestica na površini listova tamariksa na K kretala se od 14.8 - 44.5 μm . Na listovima tamariksa na L1 u maju (Slika 133 A, B), uočava se manji broj čestica. U julu (Slika 133 C, D) i septembru (Slika 133 E, F) je deponovan veći broj čestica različitog oblika i veličine, dijametara, od 6.36 – 11.30 μm . U julu je na površini lista tamariksa na L1 uočeno i prisustvo kristala nepoznatog porekla (Slika 133 d). Na L2 u maju (Slika 134 A, B), se na listove lista tamariksa nakuplja veliki broj čestica i njihovih aglomerata koji mogu čak mehanički da zatvore stome (Slika 134 b). U julu (Slika 134 C, D), i u septembru listove tamariksa prekriva veliki broj deponovanih čestica različite veličine i oblika a uočena su oštećena kutikule (Slika 134 E, F, f). Veličina čestica na L2 se kretala od 5.73 – 30.50 μm . Deponovane čestice su na listovima tamariksa uočene na svim ispitivanim staništima, pri čemu je njihova brojnost bila najveća na L2.

Listovi bagrenca se odlikuju prisustvom trihoma (dlaka) i na licu i na naličju lista, pri čemu su trihome na naličju lista krupnije i gušće nego na licu lista (Slike 135-137). Gušće trihome duž lisnih nerava pogoduju zadržavanju čestica što je karakteristično za listove bagrenca na L1 i L2, pa je na uzorcima sa tih staništa jasno vidljiva veća depozicija čestica u odnosu na kontrolno stanište. Na kontrolnom staništu dijametar čestica se kreće od 5.53 - 40.90 μm , na L1 od 7.35 - 56.90 μm , a na L2 od 7.40 - 47.20 μm . U blizini sitnih stominih otvora na naličju listova bagrenca na svim staništima uočavaju se uglavnom krupne solitarne čestice koje zbog svoje veličine u većini

slučajeva ne mogu mehanički da blokiraju stomine otvore (Slika 135 L, Slika 136 D, H, L, Slika 137 G, H).

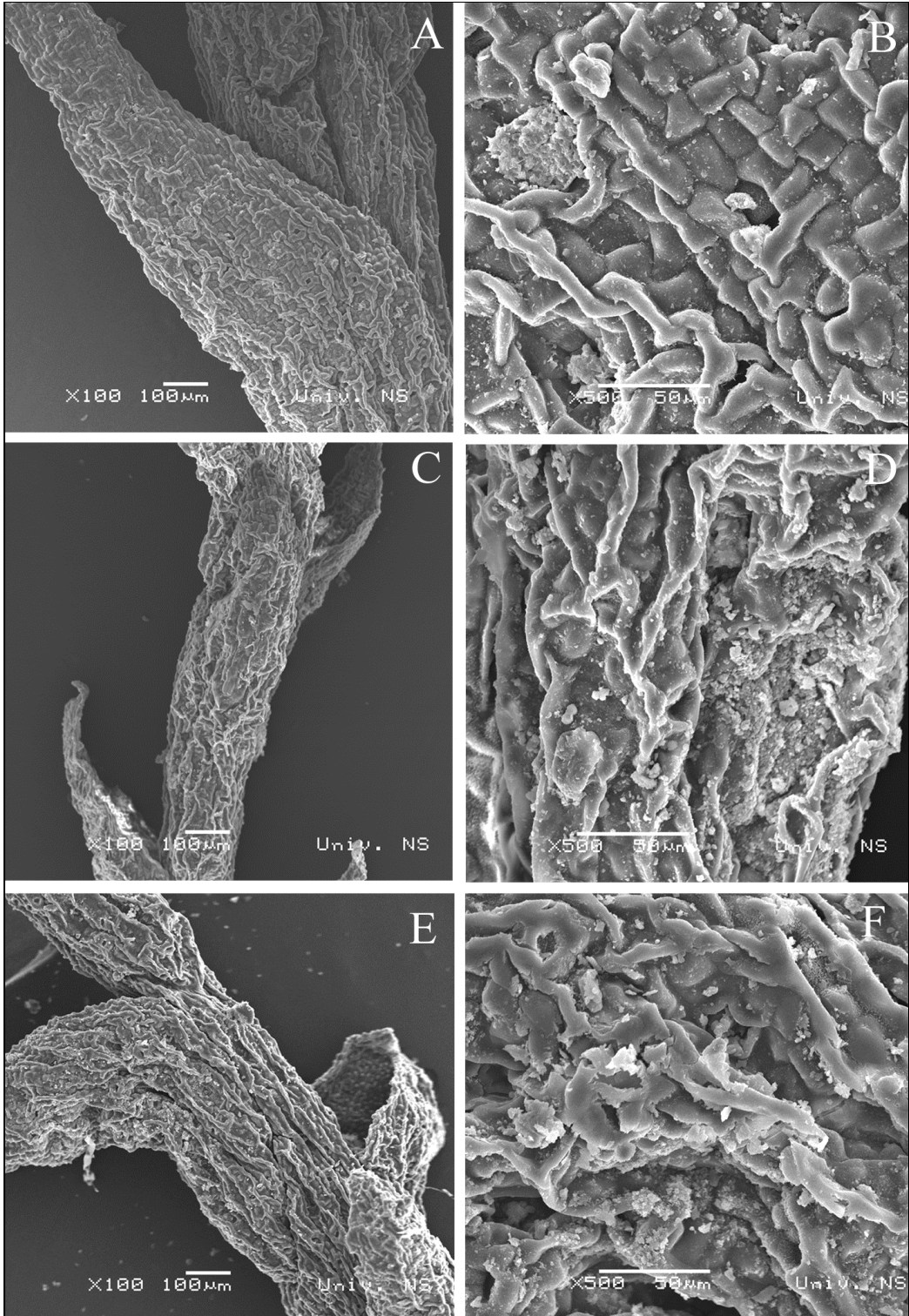
Listovi bele topole odlikuju se retkim trihomama na licu lista, koje su najviše grupisane duž lisnih nerava, i gustim spletom istih na naličju lista (Slike 138-140). Površina lica lista je glatka pa se čestice najviše zadržavaju u zoni lisnih nerava (Slika 139 A; Slika 140 E), ili se zadržavaju u gustom dlakavom pokrivaču na naličju lista (Slike 139, 140, B,F,J). Najviše čestica, pojedinačnih i grupisanih, primećeno je na i na licu i na naličju listova bele topole na L2 a primećena su i oštećenja trihoma posebno na naličju (Slika 140). Na kontrolnom staništu veličina čestica na listovima bele topole se kreće od 11.10 - 37.60 μm (Slika 138), na L1 od 11.30 - 58.50 μm (Slika 139), a na L2 od 7.00 - 103 μm (Slika 140).

Listovi bagrema odlikuju se prisustvom dlaka na obe lisne površine. Na kontrolnom staništu (Slika 141) nema simptoma oštećenja perifernih zaštita (Slika 141 L). Lice lista je posuto česticama različite veličine od 11.80 - 77.80 μm , koje su najprisutnije u maju i najčešće se zadržavaju u korenu dlaka (Slika 141 C,G,K, E). Površinska struktura ćelija lica i naličja lista bagrema na L1 i L2 odgovara već opisanoj na K, pri čemu su jasno vidljiva oštećenja kutikule posebno na naličju lista koja su rezultat mehaničkog (abrazivnog) i hemijskog delovanja deponovanih čestica (Slike 142, 143). Oštećenja su najizraženija u julu i septembru. Deponovane čestice su različitog oblika i veličine, na L1 dijametra od 8.80 – 29.80 μm , a na L2 od 14.10 – 41.70 μm (Slika 142 I, Slike 143 K,L).

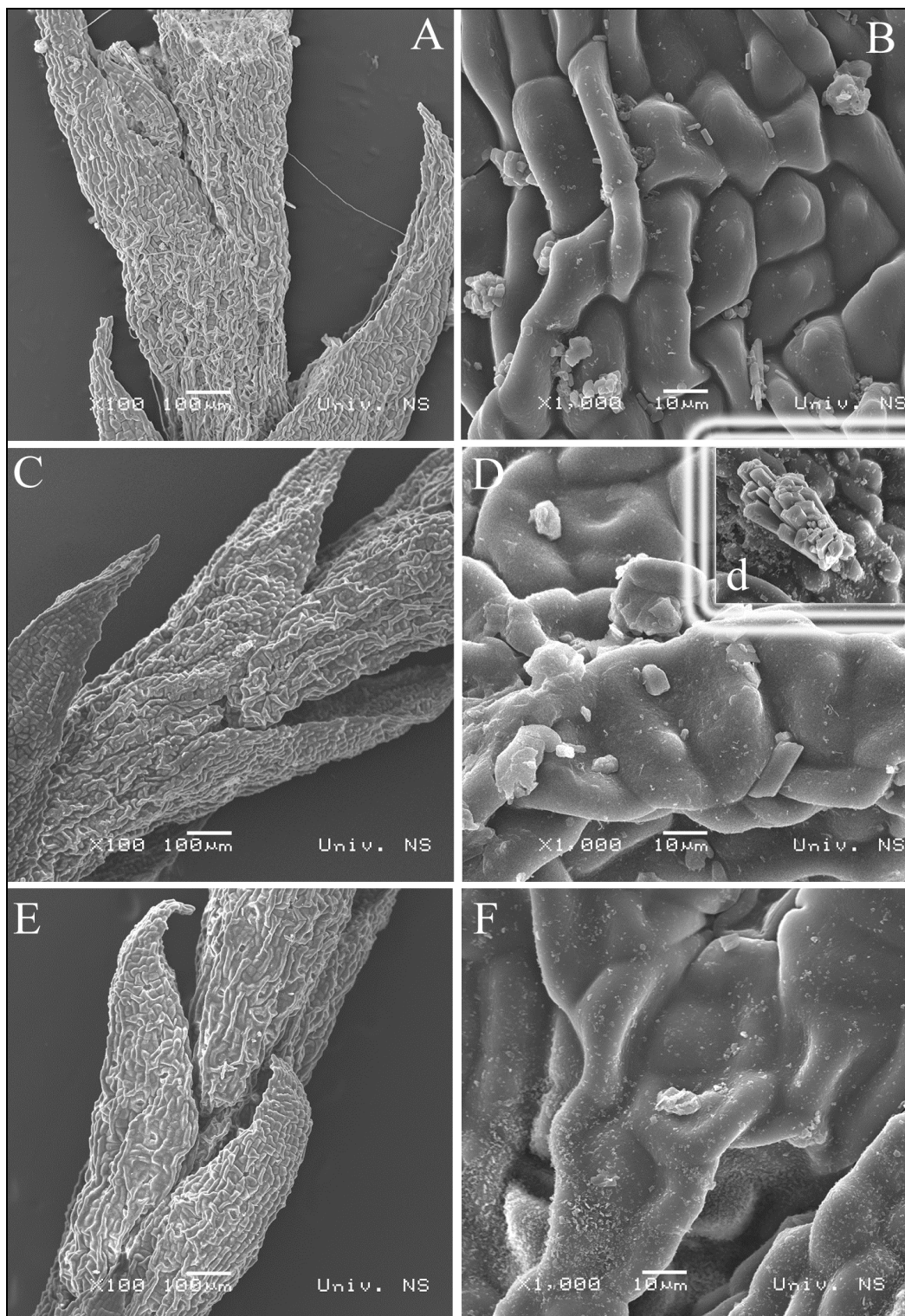
SEM – EDS analiza hemijskog sastava čestica deponovanih na površini listova ispitivanih vrsta biljaka je pokazala prisustvo C, Mg, Al, Si, K, Ca, Fe i nekih potencijalno toksičnih elemenata poput Ti, osim kod tamariksa na K gde Al, Fe i Ti u deponovanim česticama nisu utvrđeni. U česticama deponovanih na listu bagrema izdvaja se visok procenat Al (29.53 %). Koncentracija hemijskih elemenata u česticama deponovanim na površini listova ispitivanih biljaka prikazana je u Tabeli 68.

Tabela 68. Koncentracija hemijskih elemenata u česticama deponovanim na površini listova ispitivanih biljaka na pasivnim lagunama (L1 i L2) deponije pepela ‘TENT A’ i kontrolnom staništu (K)

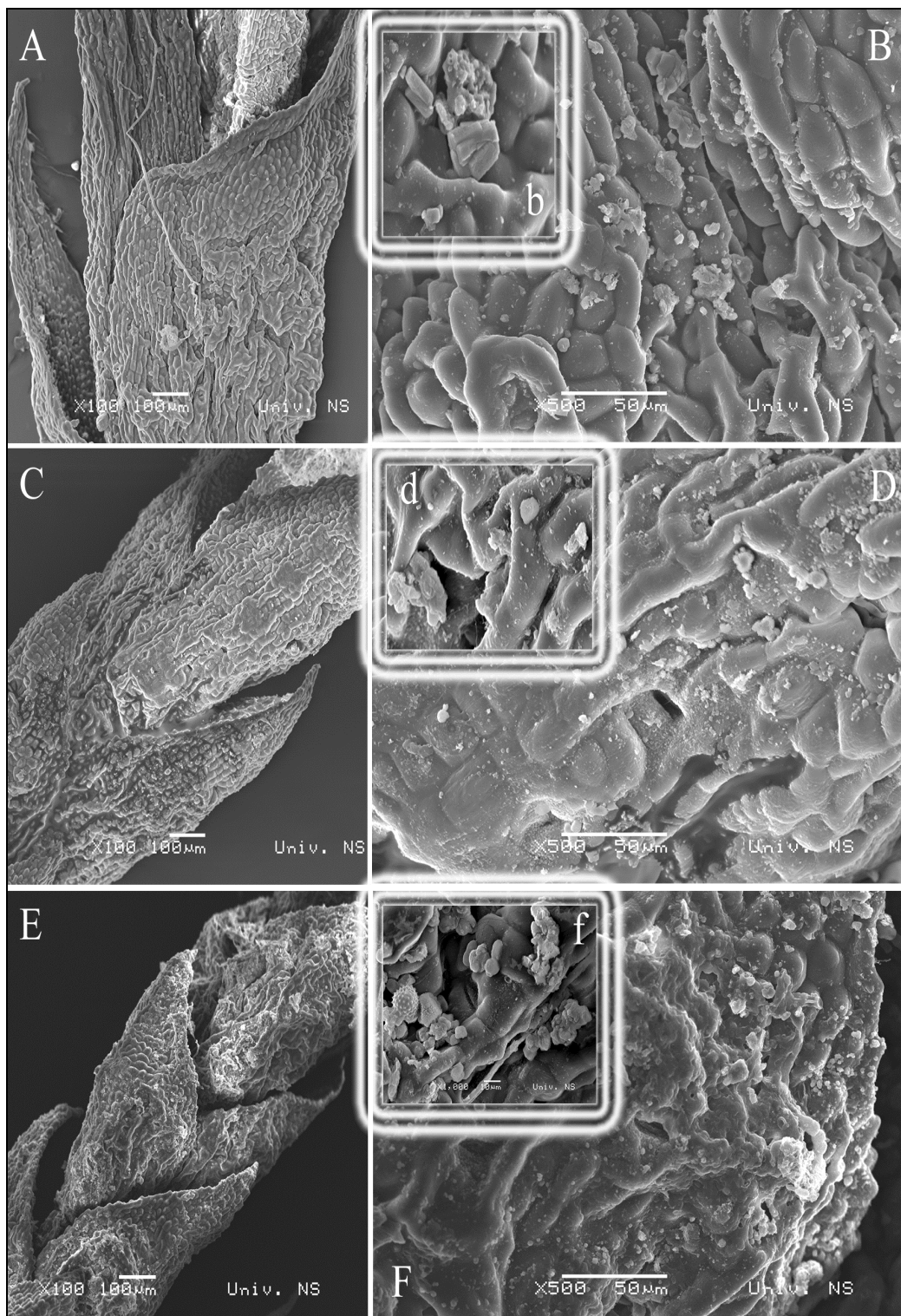
Vrsta	Elementi %														
	Povr.	C	O	Mg	Al	Si	K	Ca	Fe	Cu	Na	Cl	S	Ti	Ukupno
Tamariks	K		61.82	5.6		1.62	1.12	22.90				1.11	5.82		100
	L1	33.75	33.58	1.43	6.91	17.13	1.21	2.04	2.66			0.39		0.91	100
	L2	35.47	38.64	1.05	5.73	12.06	1.25	2.38	2.71	0.36				0.35	100
Bagrenac	K		47.11	0.81	16.56	26.61	1.45	2.49	4.37					0.60	100
	L1	42.29	34.93	0.74	5.13	9.91	0.47	4.15	1.92	0.29				0.18	100
	L2	30.40	46.25		3.30	17.44	0.27	1.49	0.71					0.14	100
Bela topola	K	70.38	26.24	0.20	0.17	0.60	0.36	1.35	0.27	0.13	0.16	0.08		0.06	100
	L1	18.61	44.56	2.01	7.54	13.09	0.76	9.64	3.50					0.28	100
	L2	16.87	36.98	1.57	8.22	21.44	4.11	1.56	8.09	0.63				0.53	100
Bagrem	K	36.97	32.94	0.34	5.87	17.57	0.69	0.56	1.55	0.34	2.76	0.25		0.16	100
	L1	53.46	0.85	9.15	29.53	1.45	2.33	2.25	0.44					0.53	100
	L2	20.34	55.36	8.34	0.51	1.06	0.24	13.78	0.37						100



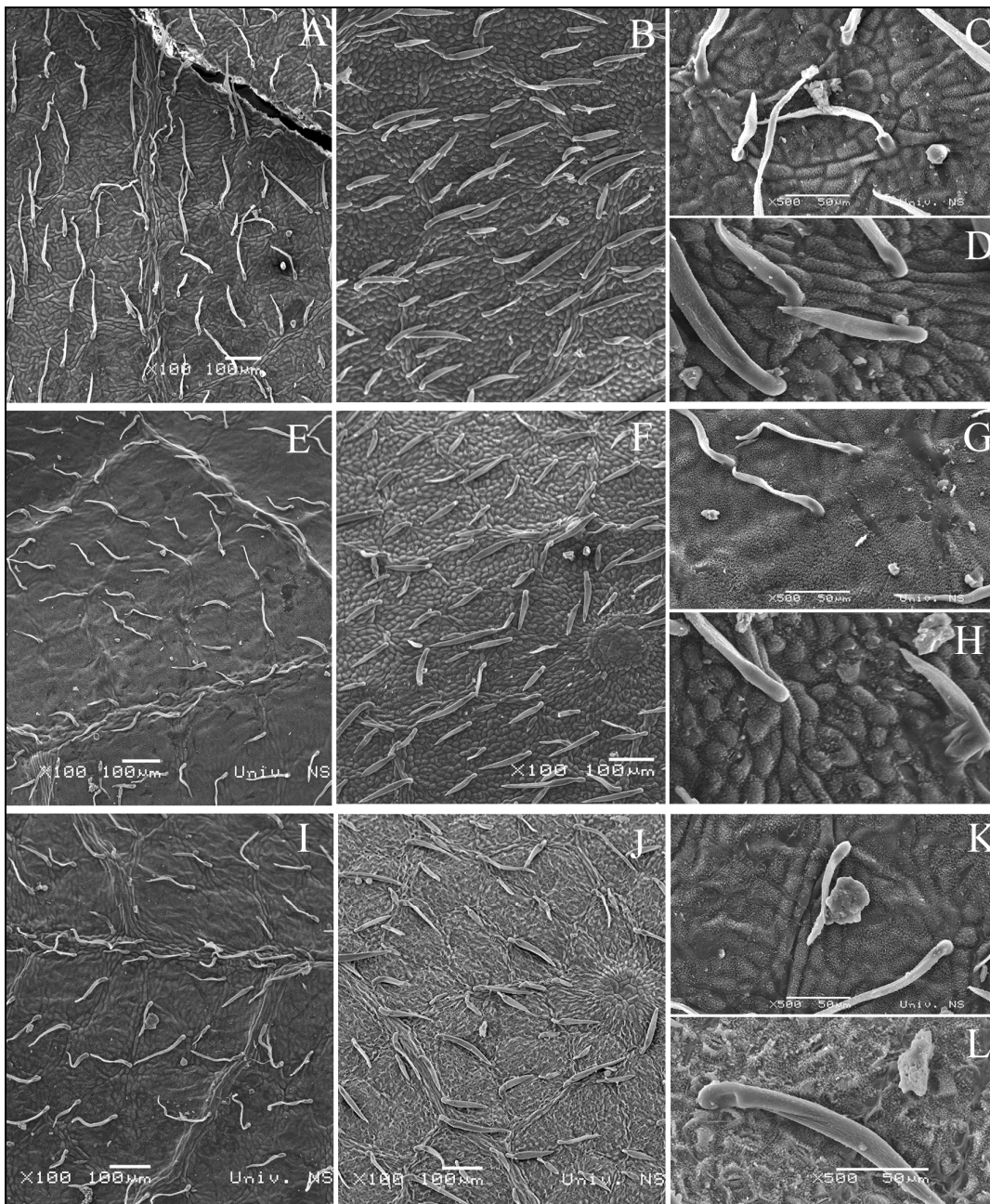
Slika 132. Površinska struktura listova tamariksa na K: u maju (A x100, B x500), julu (C x100, D x500) i septembru (E x100, F x 500)



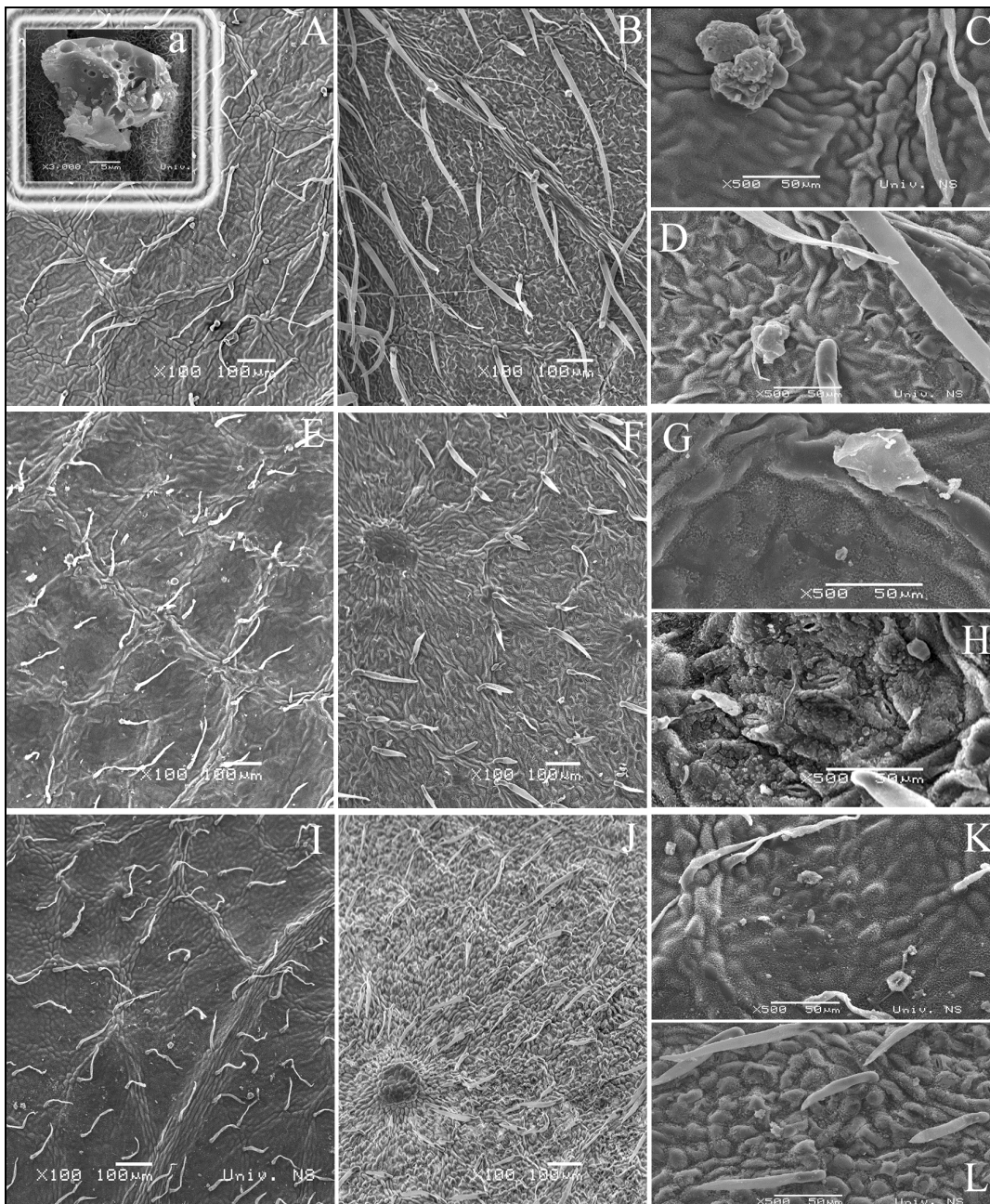
Slika 133. Površinska struktura listova tamariksa na L1: u maju (A x100, B x1000), julu (C x100, D x1000, d x2000) i septembru (E x100, F x 1000)



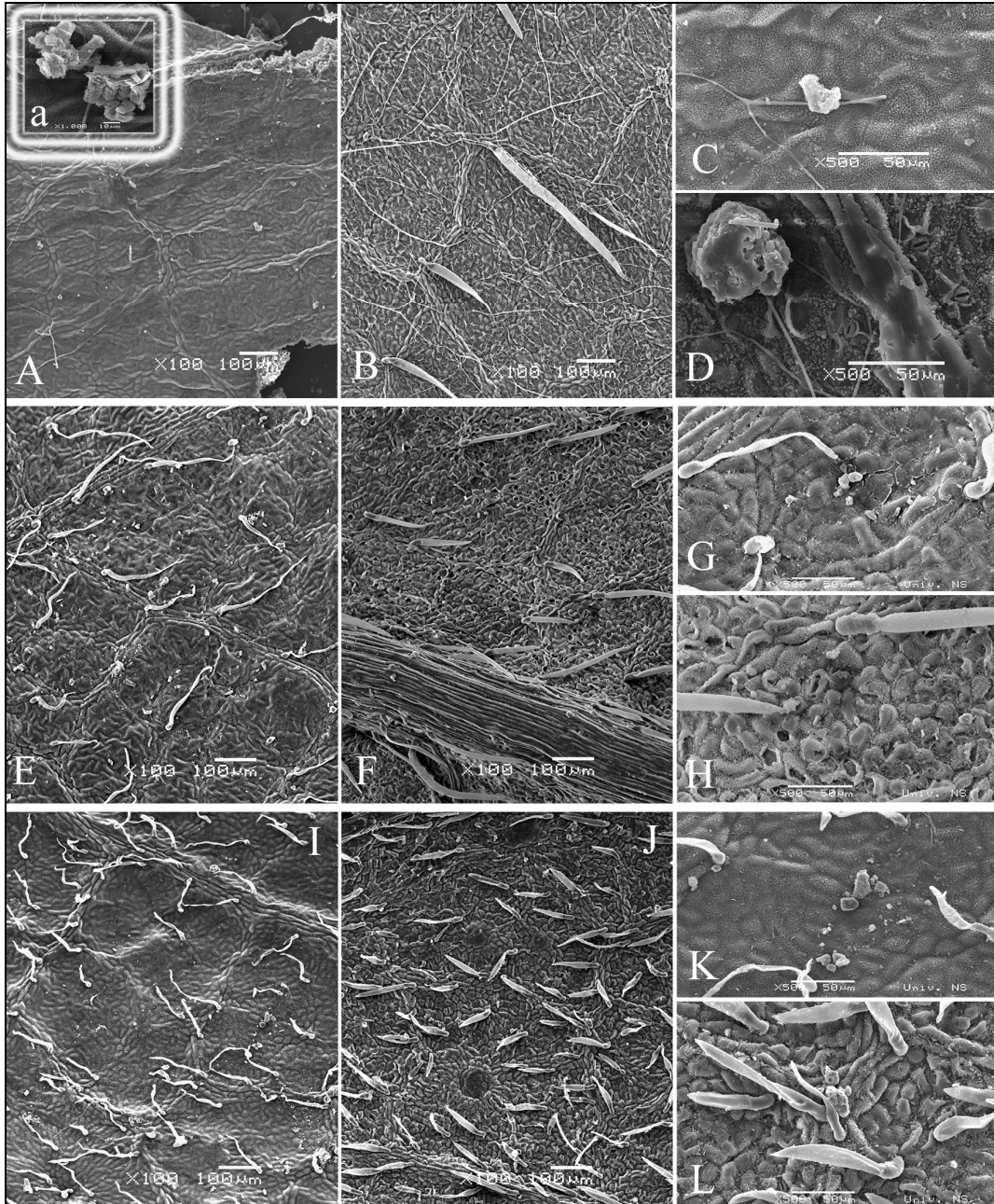
Slika 134. Površinska struktura listova tamariksa na L2: u maju (A x100, B x500, b x1000), julu (C x100, D x500, d x1000) i septembru (E x100, F x 500, f x1000)



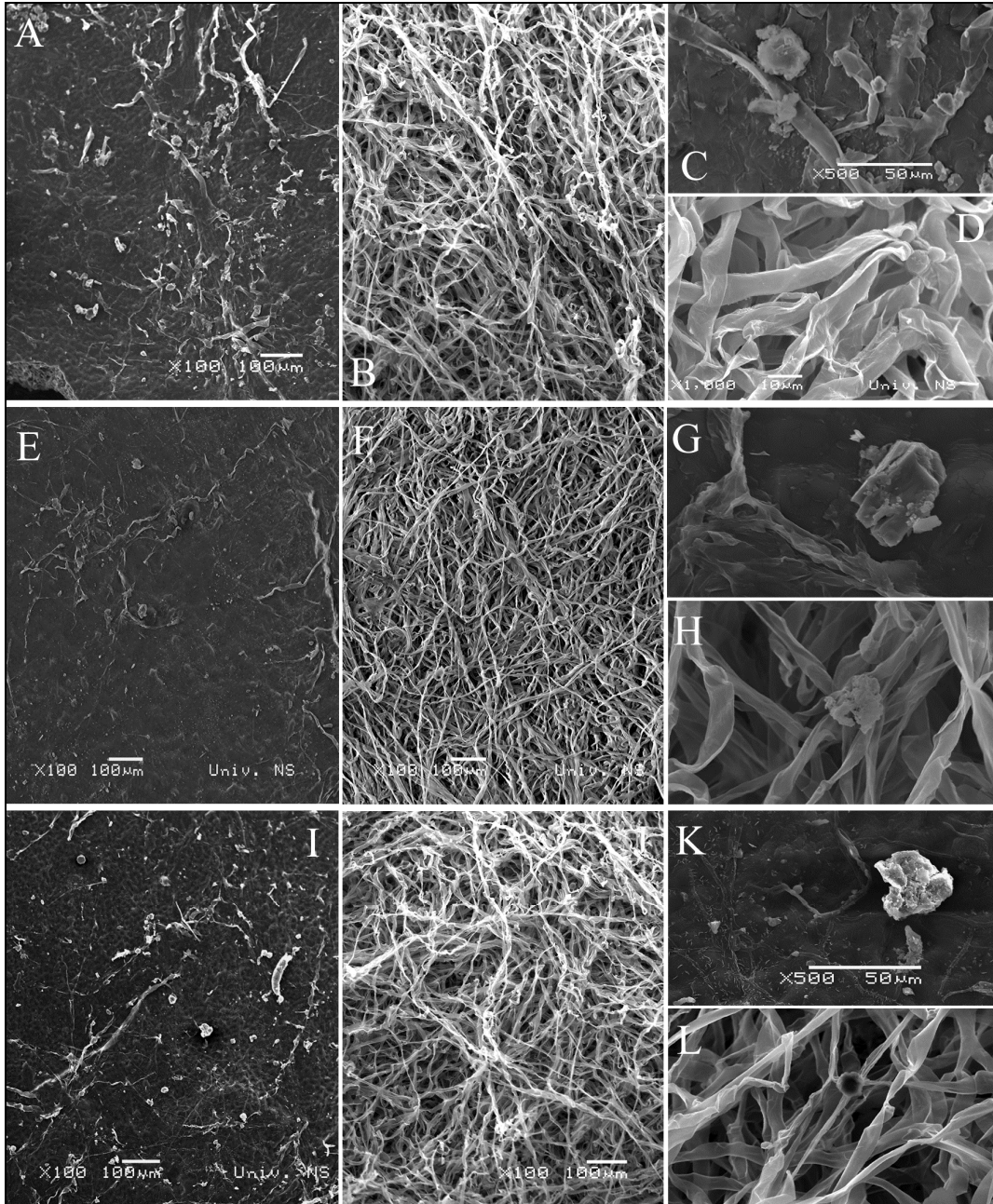
Slika 135. Površinska struktura listova bagrenca na K: u maju (lice lista A x100, C x500; naličje lista B x100, D x500), julu (lice lista E x100, G x500; naličje lista F x100, H x500) i septembru (lice lista I x100, K x 500; naličje lista J x100, L x500)



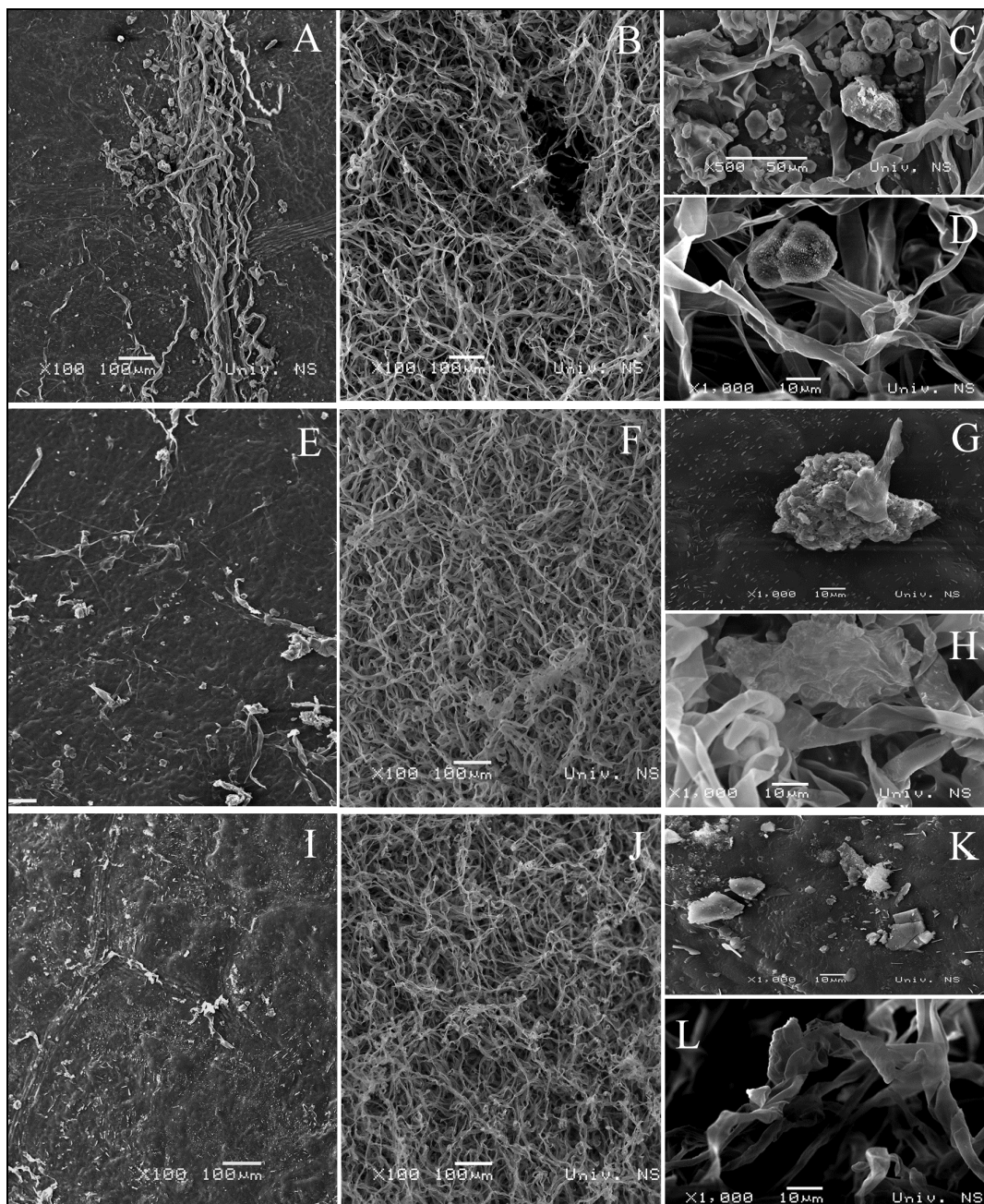
Slika 136. Površinska struktura listova bagrenca na L1: u maju (lice lista A x100, C x500, a x3000; naličje lista B x100, D x500), julu (lice lista E x100, G x500; naličje lista F x100, H x500) i septembru (lice lista I x100, K x 500; naličje lista J x100, L x500)



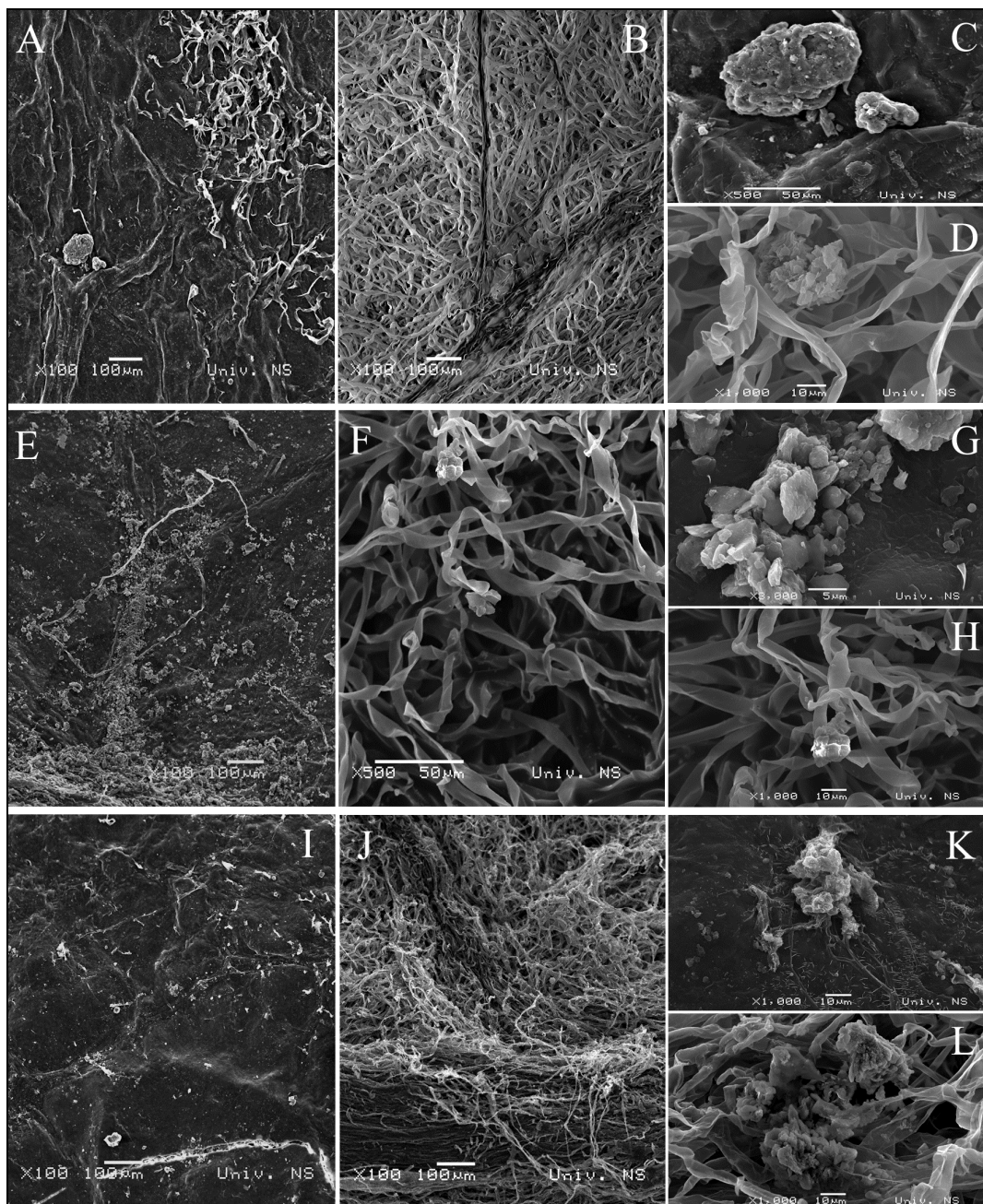
Slika 137. Površinska struktura listova bagrenca na L2: u maju (lice lista A x100, C x500, a x1000; naličje lista B x100, D x500), julu (lice lista E x100, G x500; naličje lista F x100, H x500) i septembru (lice lista I x100, K x 500; naličje lista J x100, L x500)



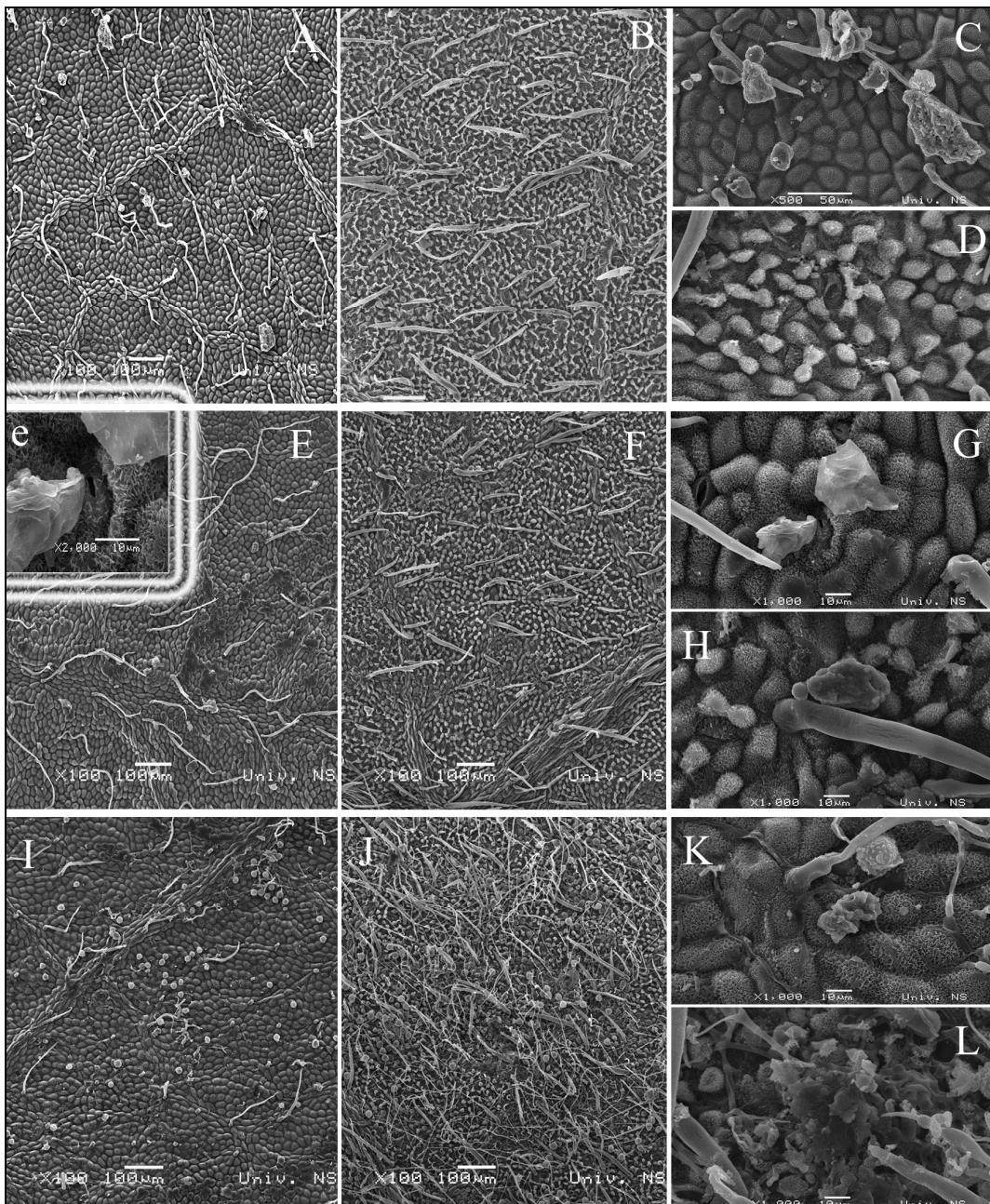
Slika 138. Površinska struktura listova bele topole na K: u maju (lice lista A x100, C x500; naličje lista B x100, D x1000), julu (lice lista E x100, G x500; naličje lista F x100, H x1000) i septembru (lice lista I x100, K x500; naličje lista J x100, L x1000)



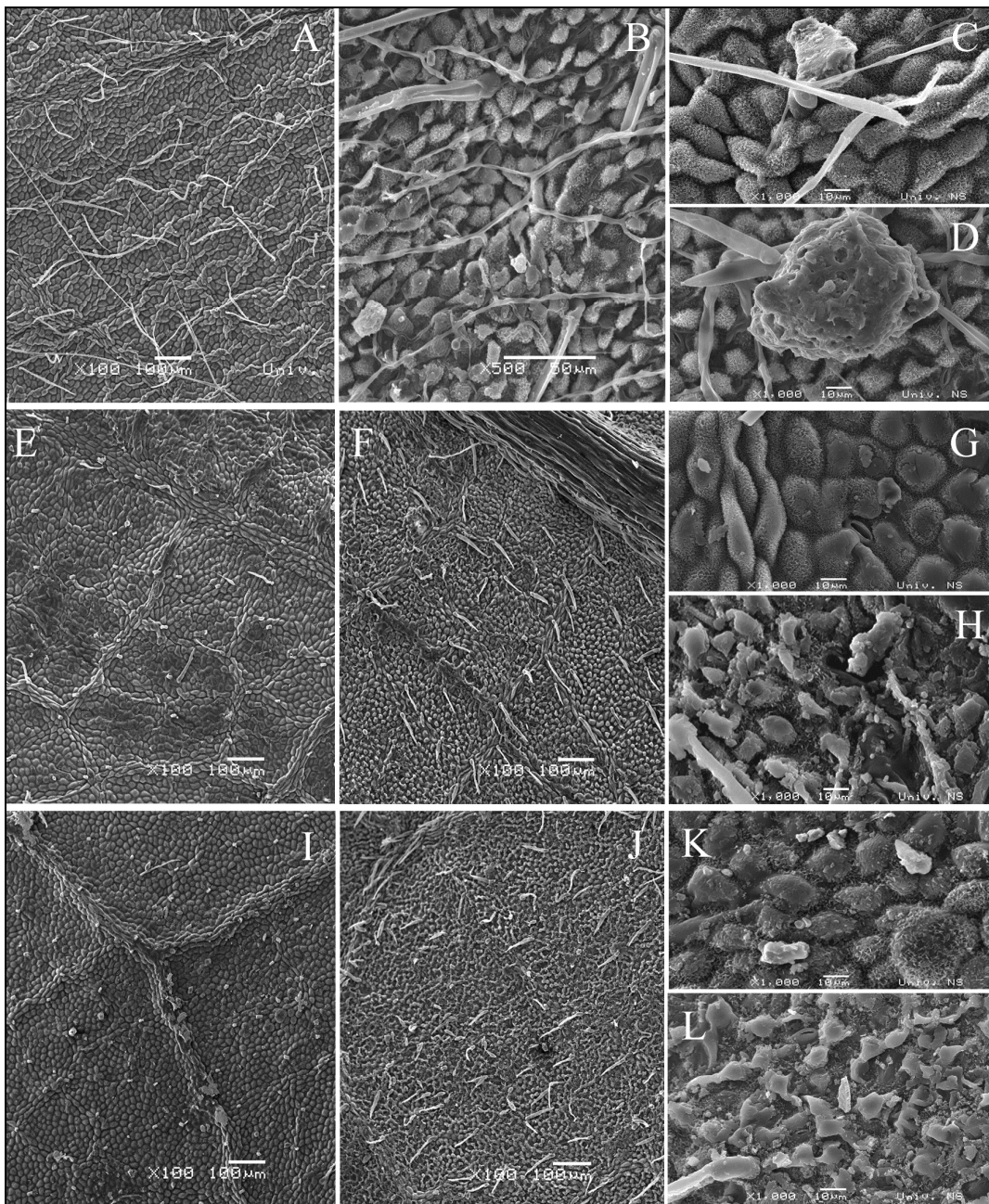
Slika 139. Površinska struktura listova bele topole na L1: u maju (lice lista A x100, C x500; naličje lista B x100, D x1000), julu (lice lista E x100, G x1000; naličje lista F x100, H x1000) i septembru (lice lista I x100, K x1000; naličje lista J x100, L x1000)



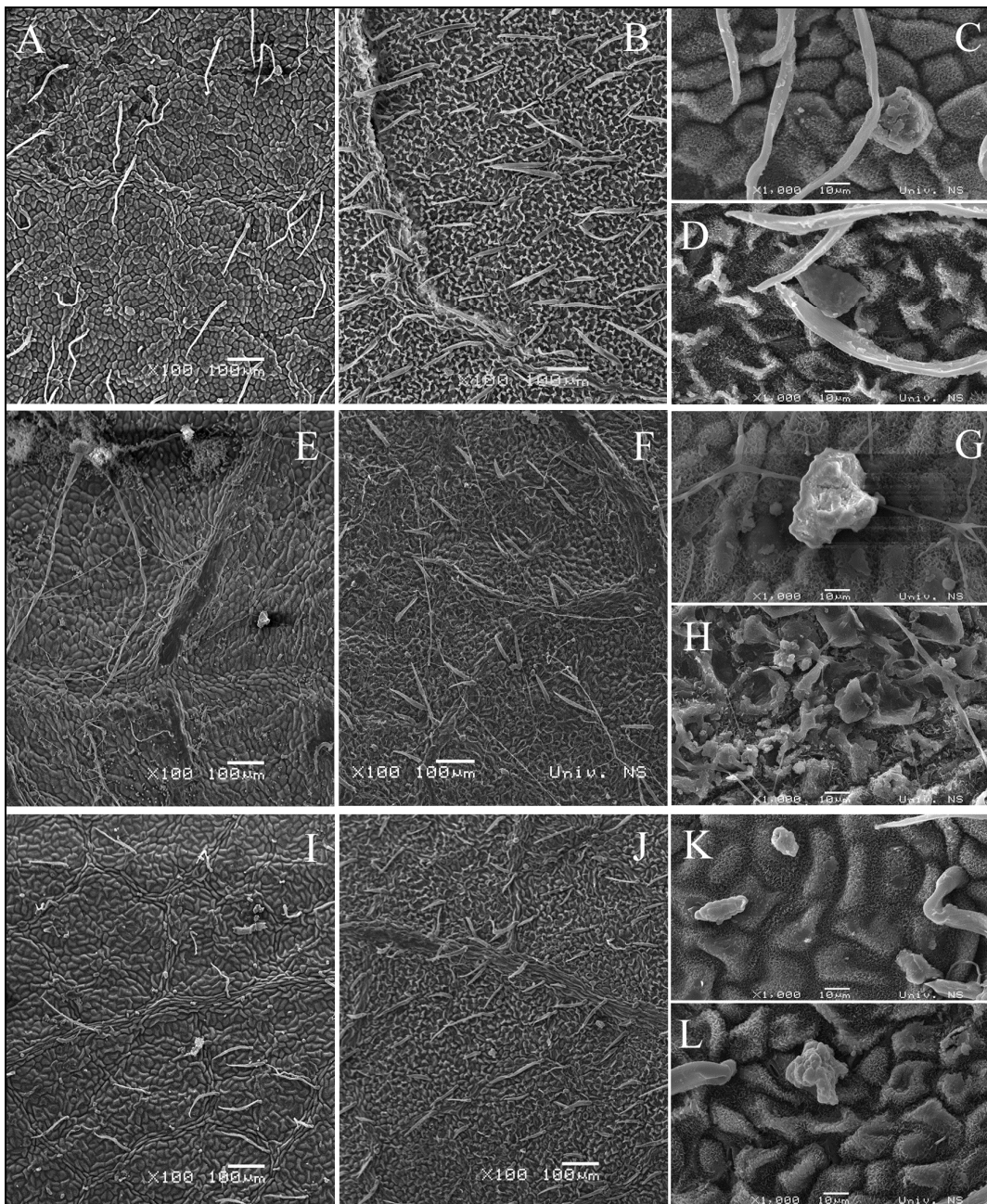
Slika 140. Površinska struktura listova bele topole L2: u maju (lice lista A x100, C x500; naličje lista B x100, D x1000), julu (lice lista E x100, G x3000; naličje lista F x500, H x1000) i septembru (lice lista I x100, K x 1000; naličje lista J x100, L x1000)



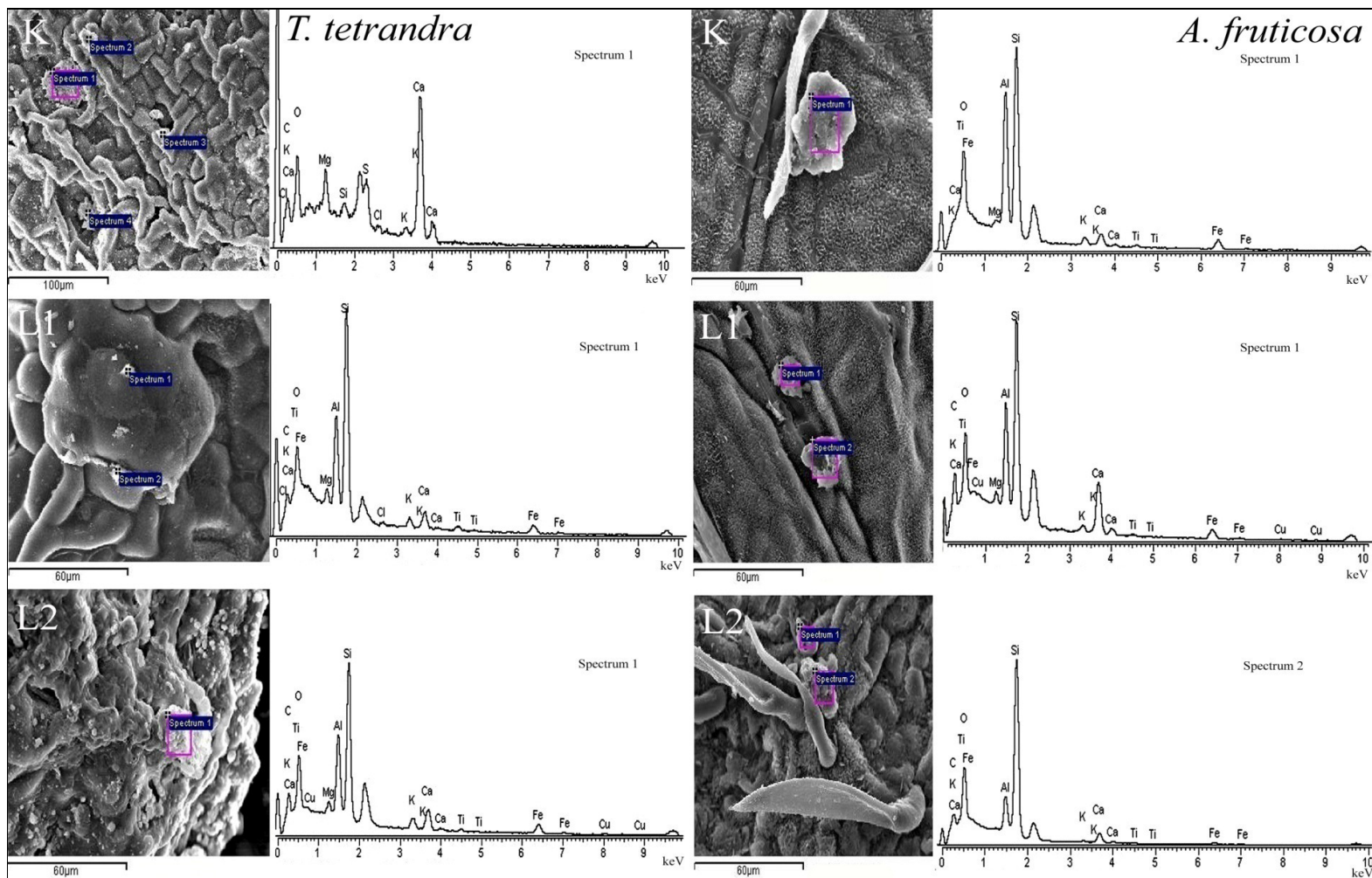
Slika 141. Površinska struktura listova bagrema na K: u maju (lice lista A x100, C x500; naličje lista B x100, D x500), julu (lice lista E x100, G x1000, e x2000; naličje lista F x100, H x1000) i septembru (lice lista I x100, K x1000; naličje lista J x100, L x1000)



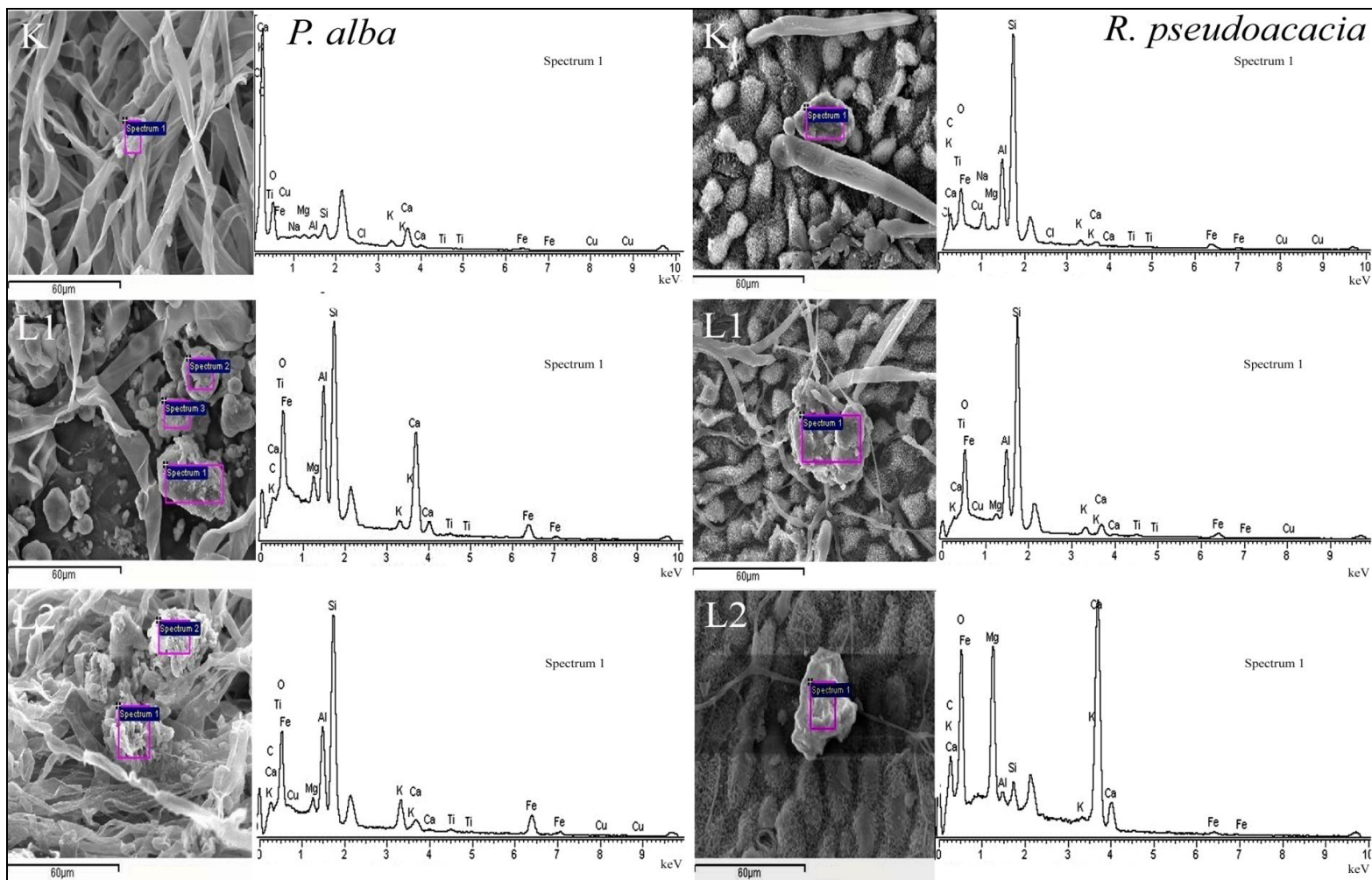
Slika 142. Površinska struktura listova bagrema na L1: u maju (lice lista A x100, C x1000; naličje lista B x500, D x1000), julu (lice lista E x100, G x1000; naličje lista F x100, H x1000) i septembru (lice lista I x100, K x1000; naličje lista J x100, L x1000)



Slika 143. Površinska struktura listova bagrema na L2: u maju (lice lista A x100, C x1000; naličje lista B x100, D x1000), julu (lice lista E x100, G x1000; naličje lista F x100, H x1000) i septembru (lice lista I x100, K x1000; naličje lista J x100, L x1000)



Slika 144. Spektralna analiza (SEM-EDS) hemijskog sastava čestica na listovima *T. tetrandra* i *A. fruticosa* na ispitivanim staništima



Slika 145. Spektralna analiza (SEM-EDS) hemijskog sastava čestica na listovima *P. alba* i *R. pseudoacacia* na ispitivanim staništima

6. DISKUSIJA

6.1. KARAKTERISTIKE ISPITIVANIH STANIŠTA

Pepeo predstavlja čvrsti, nesagoreli, novoformirani neorganski ostatak nastao sagorevanjem neorganske i organske materije uglja u termoelektranama, u kojima je tehnološki proces dobijanja električne energije zasnovan na sagorevanju mlevenog uglja (pulverized coal combustion PCC) (Vassilev & Tascón, 2003).

Minerološke, fizičke i hemijske osobine pepela uslovljene su geološkim poreklom uglja, načinom sagorevanja uglja u termoelektranama, tipom uređaja za kontrolu emisije štetnih čestica, načinom transporta i načinom skladištenja (Jala & Gojal, 2006; Haynes, 2009).

6.1.1. SEM – EDS analiza čestica pepela

Na osnovu SEM analize uzoraka pepela sa deponije pepela 'TENT A', uočeno je da se veličina izmerenih čestica pepela kretala od 48.2 – 366.0 μm , mada su bile prisutne i čestice manjih dimenzija, pri čemu je najveći deo čestica u analiziranim uzorcima bio veličine do 100 μm . Prečnik čestica pepela poreklom iz termoelektrana kreće se od 1 - 2000 μm , ali su njihove dimenzije najčešće od 1 - 400 μm (Krajičkova & Mejstrik 1984). U analiziranim uzorcima pepela, najveći broj čestica je bio amorfne strukture, mada su se mogle primetiti i čestice kristalne strukture, pojedinačne ili u obliku agregata. Amorfne i zaobljene prozirne čestice se svrstavaju u grupu alumosilikatnih čestica (Fisher et al., 1978). Oblik čestica je bio pravilnog ali i nepravilnog oblika. Sitnije čestice su bile u vidu pravilnijih sfera, a bile su prisutne i cenosfere i pleurosferne, sa mnogim šupljinama, udubljenjima i praznim prostorima. Ispitivanje pepela poreklom iz termoelektrane Privredno društvo 'Termoelektrane i kopovi Kostolac' d.o.o. ('TE-KO Kostolac') i termoelektrane 'Kolubara A' u Velikim Crljenima su pokazala da su čestice pepela sfernog oblika najviše zastupljene (40 – 75 %), dok su ređe prisutne ostale

čestice izduženog, zaobljenog ili sasvim nepravilnog oblika (Brzaković, 2002). U zavisnosti od veličine, čestice pepela možemo podeliti na: čestice grublje teksture, šljaku (Bottom ash, >100 μm) i čestice finije teksture, leteći pepeo (Fly ash, 0.01-100 μm) (Haynes, 2009). U ukupnoj količini nesagorelih ostataka čestice letećeg pepela su najzastupljenije i čine 60-88% (Vassilev & Vassileva, 2005). Leteći pepeo predstavlja jedinstvenu mešavinu kompleksnog, heterogenog i varijabilnog sastava koga čine organska (1-9%) i neorganska komponenta (90-99%). Neorganska komponenta je izgrađena od čestice amorfnе (34-80%) i kristalne (17-63%) strukture (Vassilev & Vassileva, 2005). Morfologija čestica letećeg pepela uslovljena je njihovom veličinom, pri čemu su sitnije čestice više sferičnog oblika od krupnijih čestica, sa izuzetkom cenosfera koje su sferičnog oblika bez obzira na veličinu (Matsunaga et al., 2002). Prilikom zagrevanja dolazi do transformacije čestica letećeg pepela tako da nastaju prozirne sfere, čvrste ili šuplje ili ispunjene drugim česticama (cenosfere i pleurosphere), kao i amorfni i zaobljeni aglomerati čestica sačinjeni od neprozirnih i prozirnih delova (Fisher et al., 1978).

Tabela 69. Silikatna i hemijska analiza lignita i pepela iz ‘TENT A’

Silikatna analiza (%)			Hemijska analiza (μg/g)			
	Lignit ^a	Elektrofilterski pepeo ^b		Lignit ^c	Pepeo ^c	Šljaka ^c
SiO ₂	62.5	66.52	As	14	158	100
Al ₂ O ₃	20	16.20	B	460	980	1250
Fe ₂ O ₃	6	6.14	Cu	40	132	103
CaO	4.4	3.44	Zn	37	107	103
MgO	2	3.94	Mn	181	380	438
SO ₃	2.7	1.65	Mo	<5	<5	<5
P ₂ O ₅	0.3	0.07	Se	-	-	-
Na ₂ O	0.6	0.34	Cr	110	310	226
K ₂ O	0.5	0.80	Ni	53	122	130
TiO ₂	0.7	0.81				
Cl	0.01	-				

(^aSimonović 2003.; ^bRudarski Institut Beograd – Pojedinačna merenja emisije štetnih i opasnih materija u vazduhu i efikasnosti rada elektrofiltera u ‘TENT A’ 2006 – 2010. god. ; ^cInstitut za opštu i fizičku hemiju Beograd (14.10.2009))

Amorfne staklaste sfere, izgrađene od gvožđe - alumosilikata čine od 70 - 90% svih čestica u letećem pepelu koji se dobija u postupku sagorevanja mlevenog uglja

(pulverized coal) (Haynes, 2009). Naši rezultati spektralne EDS analize pokazuju da u česticama pepela preovladavaju: O (55.20 - 55.77 %), Si (11.04 - 21.65 %), Al (5.37 - 10.49 %), Fe (3.33 - 5.59 %) i Ca (5.70 - 20.15 %), odnosno oksidi Si, Al, Fe i Ca. U manjim količinama prisutni su: Mg (1.06 - 1.50 %), K (0.59 - 1.08 %), Ti (0.31 - 0.47 %) i drugi. To ukazuje da u pepelu sa deponije pepela 'TENT A' preovlađuju alumosilikatna jedinjenja. Ovakav sastav elektrofilterskog pepela iz 'TENT A' potvrđuje rezultate silikatne analize (Simonović, 2003), po kojoj je on sačinjen od 66.52% SiO₂, 16.20% Al₂O₃ i 6.14% Fe₂O₃ što ga svrstava u klasu alumo - silikatnih pepela (Tabela 69). Naši rezultati pokazuju da je učešće Ca podređeno u odnosu na učešće Si i Al, što pepeo sa deponije pepela 'TENT A' svrstava u grupu pepela sa visokom pucolanskom aktivnošću što je u skladu sa nalazima Simonović (2003), (Tabela 69). Osobina pucolanskih materijala je da kada su pomešani sa vodom ne očvršćavaju sami po sebi, već kada su fino samleveni i u prisustvu vodenog rastvora CaOH, oni reaguju stvarajući jedinjenja Ca - silikata i Ca - aluminata, koji imaju vezivna svojstva, odnosno daju čvrstoću (Mitrović et al., 2009). Reaktivnost je utoliko veća ukoliko je veći ukupni sadržaj oksida SiO₂ + Al₂O₃ + Fe₂O₃, udeo amorfne faze i finoća čestica, što su osobine pepela sa deponije pepela 'TENT A'. Na osnovu standarda Američkog udruženja za ispitivanje materijala (ASTM C618-05), pepeo koji se dobija sagorevanjem delimično bitumeniziranog uglja ili mlađeg lignita, koji se upotrebljava u 'TENT A', pripada klasi C. Ovakva vrsta pepela pored pucolanskih ima i svojstva samovezivanja odnosno sposobnost da se stvrdnjava i očvršćava u prisustvu vode (Kalinski & Yerra, 2006). Formiranje čvrstih slojeva obično se dešava na dubini od oko 10 - 20 cm, što može ometati oticanje padavina i znatno otežavati prodiranje i rast korena i uspostavljanje biljnog pokrivača (Haynes, 2009; Shaw, 2009).

6.1.2. Fizičke osobine supstrata

Na osnovu sadržaja osnovnih granulometrijskih frakcija, ukupnog peska, praha i gline konstatovano je da na laguni L0 supstrat pripada teksturnoj klasi pesak, na L1 teksturnoj klasi ilovasti pesak, na L2 teksturnoj klasi peskovita ilovača, na K1 teksturnoj klasi glinovita ilovača, a na K2 teksturnoj klasi ilovača. Na pasivnim lagunama deponije pepela 'TENT A', u površinskim slojevima pepela gde je prisustvo korenova ispitivanih

vrsta bilo najizraženije, dominirala je frakcija ukupnog peska, na kontrolnom staništu K1 frakcija gline i praha, dok je na kontrolnom staništu K2 prisustvo ovih frakcija bilo ujednačenije. Istraživanja Dželetović & Filipović (1995) su takođe pokazala da je pepeo sa deponije pepela 'TENT A' peskovitog mehaničkog sastava. Oni su najveći procenat peska utvrdili na nasipima i spoljašnjim kosinama nasipa, dok se učešće frakcije gline i praha povećavalo ka centralnim delovima lagune. Visok sadržaj peska i tamno siva boja pepela uslovljavaju da biljke na deponiji pepela 'TENT A' rastu u nepovoljnim uslovima vlažnosti, dok su suvi delovi neaktivne lagune kao delovi pasivnih laguna sa nedovoljno formiranim vegetativnim pokrivačem, skloni eroziji vetrom (Pavlović et al., 2004). Granulometrijska analiza pepela sa deponije pepela iz termoelektrane 'TE-KO Kostolac' je pokazala da su čestice ukupnog peska u ukupnoj masi čestica zastupljene sa 60,8 - 97.0 % i da je okviru ove frakcije dominantna bila frakcija sitnog peska (52,8 - 81,2 %). Frakcija praha se kretala od 2.5 - 33.3%, a gline do 5,1 %. Ove dve frakcije su se najviše akumulirale u gornjem delu profila do oko 15 cm (Cokić et al., 2006). Ovi istraživači su utvrdili da gornji slojevi profila po teksturnom sastavu pripadaju klasi ilovasti pesak i peskovita ilovača, dok niži delovi pripadaju klasi peskova, što je potvrđeno i ovim nalazima. Ovakav granulometrijski sastav pepela, kao i odsustvo pravih glinovitih minerala i humusa, utiče na slabu vezanost čestica pepela, kao i relativno malu sposobnost retencije vode i hranljivih materija (Cokić et al., 2006).

Analizirajući teksturnu pripadnost pepela sa deponija pepela u Indiji, istraživači su leteći pepeo svrstavali u klasu praškaste do peskovite ilovače (Suwalka, 2003). Kumari (2009) je analizirajući fizičko - hemijske karakteristike letećeg pepela sa deponije pepela termoelektrane Parichha u Indiji, ustanovio dominaciju grubljih frakcija (peska), koji je činio 65.9%, dok su prah i glina činili 11.5%. Analiza pepela sa deponije stare 13 godina, u blizini termoelektrane u Francuskoj, pokazala je da se on sastoji od 80% peska, 18.9% praha i 1.1% gline što ga svrstava u teksturnu klasu ilovastih peskova (Técher et al., 2012). Analiza granulometrijskog sastava pepela sa deponija pepela u okolini Tuzle pokazala je da u uzorcima preovladava frakcija peska (66.5-80.6%), dok je frakcija gline veoma malo zastupljena (4.8 - 8.4%) (Dellantonio et al., 2008). To je potvrđeno i ovim nalazima.

Primećeno je da tokom vremena na lagunama deponije pepela 'TENT A', u površinskim slojevima dolazi do smanjenja frakcije ukupnog peska (od 97.10% na L0

do 54.18% na L2), na račun povećavanja frakcije gline i praha (od 2.90% na L0 do 45.82% na L2). Postoji hipoteza da se pod uticajem faktora spoljašnje sredine i u uslovima veoma visokih početnih vrednosti pH (11 - 12), kristalne alumosilikatne čestice pepela koje nastaju sagorevanjem lignita i čine osnovni matriks pepela, relativno brzo razlažu obrazujući amorfna alumosilikatna jedinjenja, odnosno čestice alumosilikatne gline. Ove čestice zahvaljujući svojoj znatno većoj površini u odnosu na kristalne čestice mogu da adsorbuju veću količinu katjona i anjona (Zevenbergen et al., 1999; Zikeli et al., 2002). Sva zemljišta sadrže frakciju peska u većoj ili manjoj meri. Veći sadržaj peska zemljišta čini dobro aerisanim ali sa malim sadržajem vode. Međutim Ram et al. (2008) su analizirajući proces remedijacije na jednoj deponiji pepela u Indiju utvrdili da je sadržaj peska (75.5%) znatno viši, a samim tim i sadržaj praha (18.1%) i gline (6.4%) znatno niži u odnosu na sadržaj ovih teksturnih frakcija u peskovitim zemljištima. Hemijski sastav peska u nekom supstratu može uticati na plodnost supstrata koji se na njemu obrazuje. Kvarcni pesak je inertan i neplodan i obrazovanje zemljišta na njemu je praktično nemoguće. Silikatni pesak, koji je prisutan u pepelu, sadrži različite silikatne minerale koji predstavljaju mineralne rezerve nastale tokom procesa raspadanja stena, pa su i zemljišta koja sadrže ovaj pesak potencijalno plodna. Ipak evolucija zemljišta na silikatnim peskovima, iako je moguća, kreće se u okviru stadija A - C (Antić et al., 1969). Povećanje sadržaja frakcije praha i gline tokom vremena može da se odrazi na povoljnije fizičke osobine, tačnije na razvoj kapilarnosti, sorptivne sposobnosti i strukture obrazovanjem agregata, na šta naročit uticaj ima prisustvo frakcije mineralnih i organskih koloida (<0.001mm) (Antić et al., 1982, Haynes, 2009). Karakteristika supstrata sa velikom količinom frakcije peska je da su mehaničke čestice odvojene. Na L0 i L1, čestice pepela se odlikuju primitivnom strukturom, dispergovane su i mehanički razdvojene i nepovezane u strukturne agregate. Na L2, naročito u površinskom sloju utvrđen je veći sadržaj frakcije gline i praha (najviše na račun frakcije krupnijeg praha 0.02 - 0.006 mm), što može da se odrazi na povoljniji vodni režim i razvoj kapilarnosti u obodnom delu na ovoj površini. Iako je na L2 u površinskim slojevima (0 - 20 cm) utvrđen veći sadržaj najsitnijih čestica, njihov sadržaj, kao i sadržaj organske materije, na ovoj površini još uvek je nedovoljan da obezbedi obrazovanje stabilnih strukturnih agregata. Prisustvo strukturnih agregata karakterističan je znak prisustva mul tipa humusa i nastajanja čestica organomineralnog

kompleksa za čije je obrazovanje potrebna dovoljna količina koloidnih čestica. Za obrazovanje povoljne strukture, pored dovoljne količine koloida, potreban je i odgovarajući odnos između svih zemljišnih frakcija, što je karakteristika ilovača (Antić et al., 1982). Ipak možemo konstatovati da je ostvaren pozitivan efekat vegetacije na teksturne osobine pepela, koje se poboljšavaju sa gradijentom povećanja starosti pepela i obraslosti deponije pepela biljkama (L0-pesak>L1-ilovasti pesak>L2-peskovita ilovača). Zhao et al. (2013) su istražujući razvoj zemljišta na deponiji najvećeg površinskog kopa rudnika uglja Pingsuo u Kini, utvrdili da tokom vremena dolazi do poboljšanja fizičkih karakteristika supstrata, odnosno do povećanja poljskog vodnog kapaciteta, poroznosti i agregiranosti naročito u delovima deponije gde je rekultivacioni proces bio najduži, a vegetativni pokrivač najgušći (13 godina). Utvrdili su da je agregiranost najpovoljnija u sloju od 5 - 15 cm gde je koncentracija korenova najveća, dovodeći to u vezu sa sposobnošću korenova biljaka da zadržavaju fine čestice i sprečavaju njihovo ispiranje, odnosno uticajem korenova biljaka u procesu vezivanja granula zemljišta. Studija Filcheva et al. (2000) je na jalovištu rudnika uglja u blizini Pernika u Bugarskoj potvrdila pozitivan efekat pošumljavanja, koje je na ovoj površini izvršeno pre 25 godina, na inicijalne procese formiranja zemljišta, sugerišući da na razlike u fizičkim parametrima kao što su zapreminska težina, poroznost i agregiranost najviše utiču razlike u sadržaju organske materije (Fu et al., 2010) koje su glavni vezivni agent u formiranju strukture zemljišta (Bronick & Lal, 2005). Naša istraživanja potvrđuju pozitivan efekat organske materije na teksturni sastav i agregiranost pepela, posebno u površinskom sloju koji je pod najvećim uticajem korenova i lisne stelje biljaka.

6.1.3. Hemijske osobine supstrata

Na deponiji pepela 'TENT A', najveća vrednosti električne provodljivosti (EC [dS m⁻¹]) kao pokazatelja sadržaja rastvorljivih soli u supstratu, izmerena je u pepelu aktivne lagune L0 (0.353 dS m⁻¹), a najmanja u pepelu na L2 (0.184 dS m⁻¹), koja je neaktivna 11 godina, što znači da sa starenjem pepela dolazi do ispiranja soli i opadanja saliniteta. Na kontrolnom staništu K1, vrednost EC je bila najmanja (0.169 – 0.095 dS m⁻¹), što može biti posledica sezonskog plavljenja i visokog nivoa podzemnih voda na

obali reke Kolubare, koje rastvaraju i odnose rastvorne soli, a samim tim i soli B čiji je sadržaj na ovom staništu u opsegu deficita. Na K2, EC (0.306 dS m^{-1}) je bila veća u odnosu na K1, L1 i L2, ali manji u odnosu na L0. Na pasivnim lagunama L1 i L2, uočen je porast, a na K1 opadanje EC sa dubinom profila. Slične vrednosti EC (0.354 dS m^{-1}) u pepelu termoelektrane Firoz Gandhi u Indiji, ustanovili su Gupta & Sinha (2008). U Makedoniji, Sijakova - Ivanova et al. (2011) utvrdili su da se EC kretala od $0.13 - 0.15 \text{ dS m}^{-1}$, a Ram et al. (2008), na deponiji pepela termoelektrane Andra Pradeš u Indiji, utvrdili su EC koja je tri godine nakon revitalizacije iznosila 0.1 dS m^{-1} . Pandey (2012) je istražujući promene u pepelu sa deponije termoelektrane Unchahar u Indiji, utvrdio opadanje EC nakon monsuna sa 0.321 na 0.296 dS m^{-1} , što znači da je nakon obilnih padavina došlo do ispiranja rastvornih soli, a samim tim i smanjenja EC. Istraživanja Maas (1990) su pokazala da je za opstanak osetljivih biljka granična vrednost EC 1.5 dS m^{-1} , umereno osetljivih 3.5 dS m^{-1} a umereno tolerantnih 6.5 dS m^{-1} . Generalno u svežem pepelu, koji nije izložen vremenskim uticajuma (ispiranje padavinama) vrednosti EC mogu biti veoma visoke ($>13 \text{ dS m}^{-1}$), tako da salinitet predstavlja jedan od limitirajućih faktora za uspostavljanje biljnog pokrivača na pepelu (Page et al., 1979; Carlson & Adriano, 1993). Stres izazvan povećanim salinitetom usporava rast biljaka, tako što utiče na nekoliko fizioloških procesa kao što su fotosinteza, disanje, usvajanje azota, metabolizam ugljenih hidrata (Chen et al., 2008). Pored toga povećan salinitet ograničava rast biljaka tako što smanjuje osmotski potencijal, narušava usvajanje jona, dovodeći do njihove neravnoteže ili toksičnosti, izaziva poremećaj u metaboličkoj aktivnosti i aktivnosti enzima i membrana (Hasegawa et al., 2000). Deponovanje pepela u vlažnim lagunama i izloženost vremenskim prilikama tokom vremena dovodi do progresivnog smanjivanja količine rastvorljivih soli ispiranjem (Adriano et al., 1980). Istraživanja Townsend & Hodgson (1973), su pokazala da je period od 2 do 3 godine dovoljan da se količina rastvorljivih soli u supstratu smanji do nivoa koji nije štetan za biljke. Ipak, porozna priroda čestica pepela doprinosi da je često potreban i duži period za njihovo ispiranje (Kukier & Sumner, 1996). Nasa predhodna istraživanja takođe potvrđuju opadanje saliniteta na deponiji pepela tokom vremena, odnosno da dolazi do ispiranja rastvorljivih soli tokom starenja laguna ($L0_{EC} > L1_{EC} > L2_{EC}$) i da salinitet opada do nivoa koji većina biljaka može da toleriše (Mitrović et al., 2008).

Reakcija (pH) pepela zavisi od tipa uglja koji se koristi u procesu sagorevanja, odnosno od sadržaja oksida Ca i Mg i sadržaja S u uglju i letećem pepelu (Vassilev & Vassileva, 2006; Haynes, 2009). Ona se može kretati u rasponu od 4.5 - 12.0, dok u nekim veoma alkalnim pepelima, može biti i preko 12.0 (Carlson & Adriano, 1993). Visoka alkalnost predstavlja veoma negativnu osobinu supstrata, jer već vrednosti preko 8.5 onemogućavaju razvoj kulturnih biljaka (Antić et al., 1982). Pored toga visoka vrednost pH uzrokuje deficit esencijalnih nutrienata kao što je P i esencijalnih mikroelemenata kao što su Fe, Mn, Zn i Cu, jer ovi elementi u baznim uslovima obrazuju nerastvorna jedinjenja (Carlson & Adriano, 1991; Adriano et al., 2002). Istovremeno u baznim uslovima rastvorljivost elemenata kao što su As i Se se povećava što može dovesti do povećanja sadržaja ovih elemenata u tkivima biljaka koje rastu na pepelu (Page et al., 1979; Adriano et al., 1980). Takođe, visoka vrednost pH u pepelu može štetno uticati na mikroorganizme koji učestvuju u fiksaciji N i na taj način uticati na smanjenje njegovog sadržaja u supstratu (Gupta et al., 2002). Aktivna ili prava kiselost rezultat je količine disociranih H-jona, čiji glavni izvor predstavljaju humusne i druge organske kiseline (Antić et al., 1982). Na lagunama deponije pepela 'TENT A' utvrđena je umereno alkalna reakcija rastvora pepela, dok je na kontrolnim staništima reakcija rastvora zemljišta bila slabo alkalna. Na deponiji pepela 'TENT A', vrednosti pH su se kretale od od 7.72 – 8.19. Slične vrednosti pH na deponiji pepela 'TENT A' utvrdili su i Dželetović & Filipović (1995), izmerivši vrednosti pH od 7.7 - 7.9. Obradović et al. (2010) su na deponiji pepela u Medoševcu (Vreoci) utvrdili pH koja se kretala od 8.82 - 10.38. Na deponiji pepela u Makedoniji Sijakova - Ivanova et al. (2011) su utvrdili pH od 7.8 - 9.1. Gupta & Sinha (2008) su u pepelu sa deponije termoelektrane Firoz Gandhi u Indiji, ustanovili pH od 8.12 ± 0.01 . Slične vrednosti pH reakcije pepela govore da se svim ovim deponijama pepela odlaže pepeo nastao sagorevanjem sličnog tipa uglja, odnosno lignita. Naša istraživanja pokazuju da su najveće vrednosti pH u površinskom sloju izmerene na aktivnoj laguni L0 (pH = 8.03), što je rezultat sagorevanja niskokaloričnog uglja lignita. Na na pasivnim lagunama je primećeno opadanje pH sa starenjem pepela, tako da su na laguni L2, starosti 11 godina, izmerene najniže vrednosti. Promene pH su bile najizraženije u površinskim slojevima pepela (na L1 pH = 7.78, a na L2 pH = 7.72), sa trendom porasta pH ka dubljim slojevima profila. Trend opadanja pH u pepelu tokom vremena uočili su i drugi

istraživači (Ader, 1985; Shaw, 1992; Shaw, 2009). Reakcija rastvora supstrata i elektroprovodljivost su u pozitivnoj korelaciji (Gupta et al., 2002), tako da posle ispiranja rastvornih soli dolazi do smanjenja pH, što su pokazala istraživanja Pandey (2012) koji je u pepelu u periodu posle monsuna uočio opadanje pH sa 8.1 na 7.7. Rezultati istraživanja u našem radu takodje pokazuju da sa starošću laguna raste i izloženost laguna atmosferskom uticaju, odnosno da dolazi do većeg ispiranja rastvorljivih soli i do smanjenja pH pepela. Lee & Greenwood (1976) su utvrdili da sa dubinom pepela pH raste, a niže vrednosti pH na površini su objasnili nakupljanjem organske materije i huminskih kiselina u tom površinskom sloju pepela. Naša ranija istraživanja koncentracije fenolnih jedinjenja u pepelu su pokazala da je 7 godina posle početka revitalizacije deponije pepela 'TENT A', došlo do obrazovanja humusnih jedinjenja koja u nativnom pepelu nisu konstatovana, i da je njihov sadržaj veći u delovima lagune gde je brojnost i pokrovnost biljnih vrsta veća (Đurđević et al. 2006).

Pod adsorptivnom sposobnošću nekog supstrata podrazumeva se vezivanje (adsorpcija) vode, gasova, katjona i anjona na površini koloidnih čestica (Antić et al., 1982). Kapacitet adsorpcije nekog supstrata je veći ukoliko je on bogatiji koloidima među kojima preovlađuju organski koloidi i ako je reakcija supstrata neutralna do slabo alkalna, kakav je slučaj na kontrolnim staništima (K1 i K2). Glinovita i humusom bogata zemljišta imaju veći kapacitet adsorpcije od peskovitih i humusom siromašnih zemljišta (Antić et al., 1982). Najmanja vrednost totalnog kapacitete adsorpcije (T), izmerena je u pepelu aktivne lagune L0 (36.78 mg ekv/100g), pri čemu su svi adsorbovani katjoni bili baznog karaktera. Na deponiji pepela u Makedoniji totalni kapacitet adsorpcije je iznosio od 19 - 28 mg ekv/100g (Sijakova - Ivanova et al., 2011). Povećanje frakcije gline i praha i smanjenje pH na pasivnim lagunama tokom vremena, pozitivno su se odrazili na totalni kapacitet adsorpcije pepela (T). Totalni kapacitet adsorpcije na lagunama deponije pepela 'TENT A', u kome su dominirali bazni katjoni, rastao je tokom vremena (od L0, preko L1 (41.85 ekv/100g) do L2 (68.66 ekv/100g)). Promena parametara potencijalne kiselosti (smanjenje supstitucione kiselosti i povećanje hidrolitičke kiselosti), koja odražava količinu adsorbovanih H - jona (Antić et al., 1982), pokazuje da je sa starenjem pepela došlo do povećanja sadržaja kiselih katjona (T - S) u adsorptivnom kompleksu pepela. Povećanje T - S, koje je najizraženije u površinskim slojevima na laguni L2, ukazuje da je biljni pokrivač koji je na ovoj

laguni najrazvijeniji, uslovio obrazovanje veće količine organske materije čijim je razlaganjem došlo do obrazovanja veće količine humusnih i drugih kiselina (Đurđević et al., 2006), a samim tim i povećanog kapaciteta adsorpcije površinskih slojeva na L2 (Shaw, 1992). Lee & Greenwood (1976) su porast totalnog kapaciteta adsorpcije (T) u površinskim slojevima pepela, takođe objasnili nakupljanjem organske materije i humusa.

Utvrđeni sadržaj C i N na lagunama deponije pepela 'TENT A' bio je znatno niži u odnosu na sadržaj ovih elemenata na kontrolnim staništima. Tokom sagorevanja uglja, dolazi do oksidacije C i N, tako da je njihovo prisustvo u pepelu zanemarivo (Carlson & Adriano, 1993; Haynes, 2009). Na lagunama deponije pepela 'TENT A' sadržaj organskog C se kretao od 0.43 - 3.19 %. U površinskom sloju pepela, najveća vrednost C je utvrđena u pepelu aktivne lagune L0 (3.19 %), a najmanja u pepelu sa lagune L2 (1.46 %). Sličan sadržaj organskog C (3.17 - 3.85 %), utvrđen je u uzorcima sa deponije pepela u Makedoniji (Sijakova - Ivanova et al., 2011). Filipović et al. (1993) su u pepelu sa deponije pepela 'TENT A' utvrdili 0.7 - 1.0 % ugljenika. Analiza pepela starosti dve godine, sa deponije pepela termoelektrane Pariha u Indiji, je pokazala da on sadrži manje od 1 % organskog ugljenika (Kumari, 2009), a sa deponije Firoz Gandhi, takođe u Indiji, da on sadrži 1.7 % C (Gupta & Sinha, 2008). Analiza pepela sa 13 godina stare deponije u Francuskoj je pokazala da on sadrži 1.92 % C (Técher et al., 2012). Sadržaj organskog C u svežem pepelu poreklom je isključivo od čestica nesagorelog uglja, a ne od zemljišne organske materije, čiji je značaj u obezbeđivanju vlage, hranljivih materija i energije u održivim ekosistemima veoma veliki, naročito ako su u pitanju peskoviti supstrati (Fettweis et al., 2005). Istražujući sadržaj C u supstratu revitalizovanih jalovišta rudnika, Fettweis et al. (2005) su došli do zaključka, da sa starošću vegetacije dolazi do povećanja sadržaja C poreklom od razložene organske materije, ali da C poreklom iz lignita, naročito u prvim decenijama formiranja zemljišta može delimično kompenzovati nedostatak C poreklom od razložene organske materije, utičući na fizičko - hemijske osobine supstrata. U našim predhodnim istraživanjima smo pokazali da je sadržaj biljnih sekundarnih metabolita bolji pokazatelj uticaja vegetacije na biorekultivaciju peplišta od sadržaja organskog C. Naime, prisustvo organskog C poreklom iz lignita maskira pravi stepen biorekultivacionog uticaja biljaka na pepeo (Đurđević et al., 2006).

U ranim fazama revitalizacije deponija pepela, količina N predstavlja jedan od glavnih limitirajućih faktora za uspostavljanje biljnog pokrivača (Marrs & Bradshaw, 1993, De Kovel et al., 2000). Na aktivnoj laguni L0, sadržaj N je bio veoma nizak (0.02%). Tokom vremena, porast sadržaja N je bio najizraženiji u površinskom sloju pepela, tako da je na L1 on iznosio 0.09 %, a na L2 0.19 %. Dželetović & Filipović (1995) su u pepelu deponije pepela 'TENT A' utvrdili <0.05 % N, a Técher et al. (2012) su analizom pepela sa deponije starosti 13 godina u Francuskoj, utvrdili da on sadrži 0.21 % N. Isti trend sadržaja N, koji smo mi konstatovali na deponiji pepela 'TENT A', utvrdili su i Zhao et al. (2013) koji su proučavali obrazovanje zemljišta na jalovištu površinskih kopova rudnika uglja u Kini. Ustanovili su da je na površini sa 13 godina starom vegetacijom sadržaj N 2.9 puta veći (0.84 g kg^{-1}) u odnosu na površinu gde je vegetacija stara jednu godinu (0.3 g kg^{-1}), kao i da se sadržaj N smanjivao sa dubinom profila. Do istih zaključaka došli su i Sever & Makineci (2009), proučavajući hemijske promene na jalovištu rudnika u Turskoj, dovodeći ih u vezu sa akumulacijom biljne stelje. Analizirajući akumulaciju N na deponijama pepela tokom vremena, Alday et al. (2012) su zaključili da ona može biti posledica kako primene đubriva tokom setve, tako i delovanja biljaka azotofiksatora koje dominiraju u prvim fazama sukcesije. Do povećanja sadržaja nutrienata (N, P i K) u površinskim slojevima pepela tokom vremena dolazi i zahvaljujući nakupljanju izumrlih biljnih delova, kao i povećanju totalnog kapaciteta apsorpcije (T), zahvaljujući akumulaciji humusnih materija (Shaw, 1992).

Odnos C/N na lagunama deponije pepela 'TENT A' sužavao se tokom vremena. Najširi odnos C/N konstatovan je na aktivnoj laguni L0 (159.50), zahvaljujući visokom sadržaju nesagorelog C poreklom iz lignita i veoma malom sadržaju N u svežem pepelu. Tokom vremena sa povećanjem sadržaja N došlo je do sužavanja odnosa C/N, tako da je on na laguni L1 iznosio 22.56, a na laguni L2 7.68. Sužavanje ovog odnosa tokom vremena utvrdili su i Técher et al. (2012), koji su u pepelu starosti 13 godina utvrdili odnos C/N = 9.14, navodeći da su sa takvim odnosom u pepelu stvoreni povoljni uslovi za razvoj aktivnosti mikroorganizama (Andreoni et al., 2004).

Analiza fiziološki dostupnog oblika K (K_2O) u pepelu sa deponije pepela 'TENT A' je pokazala da je njegov sadržaj rastao tokom vremena, odnosno da je bio najmanji na L0 (1.50 %) a najveći na L2 (5.95 %), gde je jasno izražen dubinski gradijent odnosno

opadanje sadržaja kalijuma sa dubinom profila. Veći sadržaj dostupnog kalijuma na laguni L1 u odnosu na L0, može biti posledica dodavanja veštačkog đubriva prilikom setve, međutim nakon 11 godina povećan sadržaj dostupnog kalijuma na L2 može biti rezultat razvijenog biljnog pokrivača, što doprinosi većem sadržaju organske materije u površinskom sloju ove lagune. Dželetović & Filipović (1995) su u pepelu sa deponije pepela 'TENT A' utvrdili 1.49 %, Kumari (2009) u pepelu sa deponije pepela termoelektrane Parichha u Indiji 0.9 %, a Sijakova - Ivanova et al. (2011) u pepelu iz termoelektrane u Makedoniji od 1.87 - 2.56 % K_2O . Porast sadržaja dostupnog kalijuma sa 67.94 na 96.15 mg/kg, trideset meseci nakon osnivanja plantaže na deponiji pepela Ramagundam u Indiju uočili su i Ram et al. (2008). Na osnovu rezultata doktorske disertacije, sadržaj fiziološki dostupnog oblika P (P_2O_5) u pepelu na laguni L1 (2.53 %) bio je viši kako u odnosu na sadržaj u pepelu aktivne lagune L0 (0.75 %), tako i pepelo sa lagune L2 (1.28 %), pri čemu je sadržaj P_2O_5 na obe pasivne lagune bio najveći u površinskom sloju pepela. U letećem pepelu sa deponije pepela 'TENT A' Simonović (2003) je utvrdio da se sadržaj P_2O_5 kreće od 0.05 - 0.2 %, dok su Sijakova - Ivanova et al. (2011) u pepelu iz termoelektrane u Makedoniji ustanovili od 0.343 do 0.410 % P_2O_5 . Mali sadržaj dostupnog P u pepelu aktivne lagune (L0) može biti posledica alkalne reakcije pepela i obrazovanja nerastvornih jedinjenja P sa Fe i Al (Adriano et al., 1980). Povećanje dostupnog P na laguni L1 može se objasniti dodavanjem đubriva prilikom setve, a smanjenje na L2 njegovim ispiranjem iz alumosilikatnog matriksa pepela pod uticajem padavina i smanjenja pH (Jones & Lewis, 1960; Townsend & Gillham, 1975). Ipak na osnovu razlike u sadržaju dostupnog fosfora na L2 u odnosu na L0, može se reći da sadržaj dostupnog P tokom vremena raste. Istraživanja Ram et al. (2008) su pokazala porast sadržaja dostupnog P sa 16.42 na 20.13 mg/kg trideset meseci nakon osnivanja plantaže na deponiji pepela. Istraživanja ovoga rada takođe potvrđuju da sadržaj dostupnog P raste sa rastom stepena obrastanja deponije pepela vegetacijom.

U procesu obnavljanja produktivnosti, stabilnosti i biološkog diverziteta degradiranih ekosistema, uspostavljanje biljnog pokrivača ima važnu ulogu (Ram et al., 2008). U procesu revitalizacije deponija pepela, dinamične promene u vidu akumulacije organske materije na i u površinskim delovima supstrata veoma su značajne, jer pozitivno utiču na promene fizičkih i hemijskih karakteristika supstrata kao što su: vododrživa i sorptivna sposobnost, zapreminska težina i puferska sposobnost, formiranje zemljišnih

agregata, akumulacija ukupnog C i N, sadržaj i dostupnost nutrijenata, formiranje humusa (Alday et al., 2012; Zhao et al., 2013). Biljke doprinose aktivaciji bioloških procesa (Moreno-de las Heras, 2009), jer predstavljaju izvor hranljivih materija i stanište za zemljišnu faunu, koja će u mnogome pomoći stvaranju povoljnih uslova za rast biljaka na pepelu (Rippon & Wood, 1975; Frouz et al., 2008). Helingerová et al. (2010) su u svojoj studiji pokazali da se razvoj mikrobne populacije odvijao i na revitalizovanim i ne revitalizovanim delovima staništa, ali da je bio značajno brži na staništima na kojima je vegetacija bila prisutna. Rippon & Wood (1975) su primetili da je nakupljanje organske materije na površini pepela praćeno povećanjem mikrobne aktivnosti, kao i da pepeo tokom vremena naseljavaju brojne bakterije, ali da je naseljavanje gljivica i bakterija koje razlažu celulozu uslovljeno akumulacijom organske materije na pepelu. Istraživanja Machulla et al. (2004) su pokazala da je u 17 - 20 godina starom pepelu poreklom od lignita, na jednoj deponiji pepela u Nemačkoj, došlo do obrazovanja mikrobne zajednice. Zajednicu su obrazovale populacije mikroorganizama tolerantne na uslove koji vladaju u pepelu, a koje su bile značajno različite u odnosu na populacije u okolnom zemljištu. Studija Filcheva et al. (2000), koja se bavila akumulacijom organske materije i mikrobnom aktivnošću u površinskom sloju supstrata, 25 godina posle revitalizacije jalovišta rudnika Pernik u Bugarskoj, pokazala je da pošumljavanje bagremom ima pozitivan uticaj na početak formiranja zemljišta i bržu transformaciju biljne stelje i formiranje mobilne organske materije koja migrira u mineralni profil. Značajan efekat azotofiksatorskih biljnih vrsta se ogleda u tome što su one kao rani kolonizatori ovakvih staništa, tolerantne na visok sadržaj teških metala (Gupta et al., 2002). Usvajanjem atmosferskog N, azotofiksatorne biljke obogaćuju supstrat kroz stelju koja se lako razlaže (Montagnini & Sancho-Mora, 1990). Hall (1957) je opisujući izgled revitalizovanih deponija pepela starih 20 - 30 godina zabeležio da je na površini došlo do obrazovanja tanke mrvičaste strukture, ali da je za obrazovanje normalnog zemljišta na pepelu neophodno da prođe 40 - 50 godina. Analize hemijskih osobina istraživanih supstrata su pokazale da je tokom vremena došlo do izvesnog poboljšanja hemijskih osobina nativnog pepela i da se na L2 uočavaju incijalni procesi nastanka zemljišta.

6.1.4. Sadržaj ukupnih i bioraspoloživih hemijskih elemenata u pepelu i zemljištu

Ugalj predstavlja gorivo heterogenog sastava sačinjeno od varijabilnih količina neorganske supstance i sagorive metamorfozirane praistorijske vegetacije, u kome je utvrđeno prisustvo 84 hemijska elementa, uključujući brojne mikroelemente, čije su koncentracije u uglju uglavnom niske (<100 µg/g) (Huang et al., 2004). Sagorevanjem uglja nastaje pepeo čiji je hemijski sastav veoma varijabilan i uslovljen tipom uglja, njegovim hemijskim i mineraloškim sastavom, sadržajem nesagorivog ostatka, uslovima i temperaturom sagorevanja i karakteristikama uređaja za kontrolu emisije štetnih gasova (Izquierdo & Querol., 2012). Osim hemijskih elemenata Si, Al, Fe, Ca, Mg i K, koji čine njegov glavni matriks (90-99 %), pepeo sadrži i brojne mikroelemente kao što su As, B, Cd, Cr, Cu, Co, Mn, Mo, Ni, Pb, Se, Zn i drugi (Adriano et al., 1980; Popović, 2002; Gupta et al., 2002; Jala & Goyal, 2006). Koncentracija ovih elemenata u pepelu može biti i do 30 puta veća u odnosu na njihov sadržaj u matičnom uglju, što mikroelemente iz pepela čini potencijalno toksičnim za živi svet (Geré et al., 2003).

Tabela 70. Sadržaj ispitivanih hemijskih elemenata u letećem pepelu i šljaci na osnovu različitih literaturnih izvora

Hemijski elementi [µg/g]	Leteći pepeo ^a		Šljaka ^a		Leteći pepeo ^b
	Opseg	Srednja vr.	Opseg	Srednja vr.	Opseg
As	0.0003 - 391	43.4	0.8 - 36.5	4.7	2.0 - 70
B	2.98 - 2050	311	1.79 - 390	90	2.0 - 5000
Cu	0.2 - 655	112	2.39 - 146.3	61.1	10.0 - 2000
Zn	0.28 - 2200	148	3.8 - 717	52.6	10.0 - 1000
Mn	24.5 - 750	250	56.7 - 769	297	30.0 - 3000
Mo	-	-	-	-	1.0 - 250
Se	0.0003 - 49.5	7.7	0.007 - 9	0.8	0.2 - 50
Cr	3.6 - 437	136	3.4 - 350	120	3.0 - 900
Ni	0.1 - 1270	77.6	1.9 - 1267	79.6	10.0 - 3000

(^aMeawad et al., 2010; ^bHaynes, 2009 na osnovu izvora: Page et al., 1979; Bilski et al., 1995; Asokan et al., 2005)

Neki od ovih elemenata su od esencijalnog značaja za živi svet, ali potrebe biljkama i životinjama zadovoljavaju samo njihove minimalne količine, dok njihovo prisustvo u velikim koncentracijama može biti toksično. Brojne studije su se bavile ispitivanjem

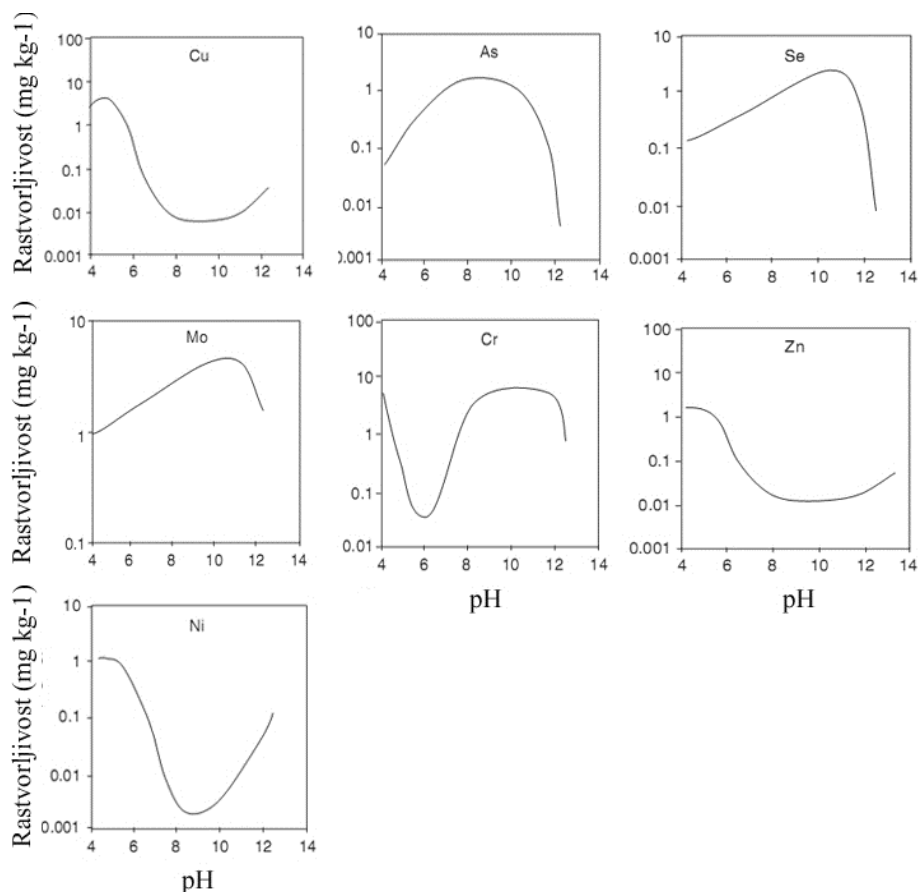
hemijskog sastava pepela, a izabrani literaturni podaci o opsegu sadržaja mikroelemenata, koji su predmet naših istraživanja, u različitim vrstama pepela, govore o varijabilnosti njegovog sastava (Tabela 70).

Tokom i nakon sagorevanja, mineralna frakcija uglja prolazi kroz različite transformacije, kao što su razgradnja, volatilizacija, fuzija, aglomeracija i kondenzacija, usled kojih hemijski elementi vezani u originalnom matriksu uglja, postaju podložni izluživanju, naročito u kontaktu sa vodom, tokom transporta i odlaganja na deponijama (Jones, 1995). Brojne studije su pokazale da mobilnost mikroelemenata zavisi od njihove isparljivosti, pri čemu veću isparljivost imaju mikroelementi koji su u uglju vezani za organsku materiju i sulfide, u odnosu na one koji su vezani za silikatne minerale (Querol et al., 1995; Vassilev & Braekman - Danheux, 1999). Na osnovu isparljivosti mikroelementi se mogu podeliti u tri kategorije: veoma isparljive, koji tokom celog procesa sagorevanja ostaju u gasovitom stanju (kao što je Hg), delimično isparljive, koji se sa hlađenjem dimnih gasova kondenzuju najviše na česticama letećeg pepela (As, B, Cr, Cd, Se, Zn, Ni i td.) i teško isparljive (kao što je mangan Mn) čiji je sadržaj veći u šljaci (Clarke & Sloss, 1992). Povučeni strujom dimnih gasova, u gornjim delovima kotla, gde su temperature niže, isparljivi mikroelementi se kondenzuju na površini čestica letećeg pepela sačinjenih od neisparljivih elemenata (Si, Al, Fe) pri čemu je zavisnost njihovih koncentracija obrnuto proporcijalna veličini čestica letećeg pepela (Kukier et al., 2003; Goodarzi, 2006). Koncentracija Cd, Se, As, Zn, Ni i Pb značajno se povećava sa smanjenjem veličine čestica pepela, pri čemu koncentracija Cu, Cd, Pb, As, Se, Sb i V najveća na sub - mikronskim česticama (Querol et al., 1995). Različita isparljivost hemijskih elemenata, pored snažnog uticaja na njihovu koncentraciju na česticama različite veličine, utiče i na njihovu različitu rastvorljivost. U površinskom sloju čestice pepela od samo nekoliko mikrona, kondenzuju se elementi podložniji izluživanju (B, As, Cr, Hg, Cl, Se, S, Cd, Cu, Mo, Sb V i Zn), dok se u unutrašnjem sloju akumuliraju elementi koji nisu direktno izloženi izluživanju (Mn, Ni, Ba, Co i Pb), tako da njihovo oslobađanje u rastvor zavisi od rastvaranja elemenata u površinskom sloju (Jones, 1995; Iyer, 2002; Kukier et al., 2003). Za oslobađanje elemenata vezanih u silikatnom matriksu pepela potreban je dugačak vremenski period izloženosti uticajuma faktora spoljašnje sredine (Theis & Wirth, 1977).

Ukupan sadržaj nekog elementa u supstratu uključuje sve njegove frakcije od onih lako dostupnih do potpuno nedostupnih (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Utvrđivanje potencijalno dostupnog sadržaja nekog mikroelementa je od većeg značaja od utvrđivanja njegovog ukupnog sadržaja, jer omogućuje da se predvidi koliki je rizik da biljka usvoji taj mikroelement i omogući njegovu mobilnost kroz ekosistem (Sims & Kline, 1991; Adriano et al., 1980). Kao najbolji indikator biološki dostupnog i toksičnog sadržaja nekog hemijskog elementa, koristi se bioraspoloživa DTPA- frakcija (Maiti & Jaiswal, 2008). Odnosom bioraspoložive i ukupne koncentracije nekog elementa, utvrđuje se njegova mobilnost, koja se izražava procentualno (Izquierdo & Querol., 2012). Što je ovaj procenat veći i mobilnost nekog elementa je veća. Samo mala količina nekog hemijskog elementa je biološki dostupna, a na njihovu mobilnost i dostupnost utiču brojni fizički, hemijski i biološki procesi i interakcije između njih. Najvažniji faktori koji utiču na mobilnost nekog elementa su pH, granulometrijski sastav, sadržaj organske materije, sorptivni kapacitet, oblik katjona, početni sadržaj makro i mikro elemenata, oksido - redukcionni potencijal, aktivnost mikroorganizama itd. (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). S obzirom da se ovi faktori tokom vremena menjaju, neki element koji je u početku bio rastvorljiv, kasnije može postati stabilan i manje rastvorljiv i obrnuto (Iyer, 2002).

Naučna literatura koja se bavi hemijskim karakteristikama pepela, obiluje podacima po kojima su apsolutne vrednost izluženih koncentracija pojedinih elemenata kod različitih tipova pepela veoma različite. Ipak sve su saglasne da se izluživanje odvija po generalnim trendovima koji važe za svaki hemijski element i da je pH supstrata faktor čiji je uticaj najizraženiji (Slika 146).

Istraživanja hemijskog sastava mikroelemenata u pepelu laguna različite starosti na deponiji 'TENT A' podrazumevala su praćenje promena sadržaja As, B, Cu, Zn, Mn, Mo, Se, Cr i Ni tokom vremena, radi praćenja efekta 'starenja pepela' (Weathering of ash) pod uticajem faktora spoljašnje sredine i vegetacije. Količina ukupne i bioraspoložive (DTPA - frakcije hemijskih elemenata) frakcije elemenata u pepelu i zemljištu analizirana je kako bi se procenila potencijalna toksičnost i mobilnost elementa. Sagorevanjem lignita, poreklom iz kolubarskih rudnika došlo je do povećanja sadržaja ispitivanih mikroelemenata i u elektrofilterskom pepelu (elektro filt. pepeo) i u šljaci (Tabela 71).



Slika 146. Rastvorljivost mikroelemenata u pepelu u odnosu na pH (Izquierdo & Querol (2012) po de Groot et al. (1989), van der Sloot (1990), Jones (1995), Chandler et al. (1997), Jankowski et al. (2004), Moreno et al. (2005), Dubikova et al. (2006) i Zandi & Russell (2007)).

Sadržaj ispitivanih mikroelemenata u pepelu i šljaci bio je u granicama vrednosti iz različitih literaturnih izvora, osim za As i B čiji je sadržaj u šljaci bio veći od opsega za te elemente (Tabele 70, 72). Sadržaj svih ispitivanih elemenata i u letećem pepelu i u šljaci bio je veći od prosečnih vrednosti, osim za Zn čiji je sadržaj u letećem pepelu bio niži od prosečnih vrednosti (Tabela 70). Sagorevanje lignita je najviše uticalo na obogaćivanje pepela arsenom čiji se sadržaj u elektrofilterskom pepelu povećao 11.3, a u šljaci 7.1 puta (Tabela 71). Obogaćivanje čestica letećeg pepela arsenom utvrđeno je i analizom čestica pepela dobijenih sagorevanjem Nigerijskog uglja, kod koga je faktor obogaćenja arsenom na osnovu istraživanja Ewa et al. (1996) iznosio 1 – 10. Faktor obogaćenja za ostale ispitivane elemente kretao se od 2 - 3 i za Cu, Zn i Cr bio je veći u

letećem pepelu, a za B, Mn i Ni u šljaci. Mešanje pepela sa vodom u odnosu 1 : 10 i transport i odlaganje u aktivnu lagunu L0, odrazilo se na smanjenje sadržaja svih mikroelemenata, izuzev Mn i Ni. Najviše se smanjio sadržaj B (10.5 puta), As (2.6 puta) i Cr (2.1 put) (Tabela 71). Transportom i odlaganjem pepela vlažnim putem, čime se sprečava raznošenje pepela vetrom, smanjuju se vreme za izluživanje visokih koncentracija različitih mikroelemenata (Iturbe et al., 1996), ali se istovremeno putem drenažnih voda živi svet u užem i širem okruženju ugrožava (Tamse, 1995; Popović et al., 2001).

Tabela 71. Faktor obogaćenja i smanjenja sadržaja ispitivanih mikroelemenata u pepelu - preračunato na osnovu hemijske analize prikazane u Tabeli 69

Element	Obogaćenje		Smanjenje		
	Elektro filt. pepeo ^a	Šljaka ^a	L0 ^b	L1 ^c	L2 ^d
As	>11.3	>7.1	<2.6	<3.7	≈1.0
B	>2.1	>2.7	<10.5	<2.3	<1.4
Cu	>3.3	>2.6	<1.7	<1.6	<1.3
Zn	>2.9	>2.8	<1.7	<1.4	<1.6
Mn	>2.1	>2.4	>0.7	<2.3	<1.2
Mo	-	-	-	<2.8	>0.4
Se	-	-	-	<2.1	>0.8
Cr	>2.8	>2.1	<2.1	<1.8	<1.4
Ni	>2.3	>2.5	>0.8	<2.1	>0.8

(^a -u odnosu na lignit, ^b -u odnosu na leteći pepeo, ^c -u odnosu na L0, ^d -u odnosu na L1)

Arsen (As)

Prosečan ukupan sadržaj As u zemljištu kontrolnih staništa tokom sezone bio je u granicama prosečnih vrednosti za zemljišta peskovitog i praškasto ilovastog sastava i manji u odnosu na sadržaj u pepelu na deponiji pepela 'TENT A' (Tabele 25, 73). Na aktivnoj laguni L0, prosečan sadržaj As iznosio je 60.36 µg/g, što znači da je bio u kritičnom opsegu sadržaja As za zemljišta (Alloway, 1990; Tabela 73). Pod kritičnim opsegom smatra se ona koncentracija nekog elementa u zemljištu pri kojoj se toksični efekat tog elementa može ispoljiti na biljkama (Mukhopadhyay & Maiti, 2010).

Tabela 72. Prosečan ukupni i DTPA-dostupni sadržaj mikroelemenata pepelu ‘TENT A’ (na lagunama različite starosti) i kontrolnim staništima (Na osnovu rezultata prikazanih u Tabelama 6 - 14 i 16 - 24)

Hemijska analiza (µg/g)																				
Deponija „TENT A“														Kontrolna staništa						
Element	Lignit ^a	Pepeo ^a	Šljaka ^a	Ukupni ^b			DTPA-dostupni ^b						Ukupni ^b		DTPA-dostupni ^b					
				L0	L1	L2	L0	%	L1	%	L2	%	K1	K2	K1	%	K2	%		
As	14	158	100	60.36	16.54	16.13	0.18	0.31	0.36	2.30	0.44	2.88	7.67	9.69	0.17	2.23	0.15	1.53		
B	460	980	1250	93.30	40.52	27.96	9.25	9.92	1.62	4.01	0.46	1.81	3.96	7.90	0.42	11.22	0.29	3.73		
Cu	40	132	103	79.66	48.80	38.86	0.91	1.14	0.99	2.04	0.71	1.83	14.87	34.66	1.43	9.69	3.30	9.52		
Zn	37	107	103	64.64	46.25	28.26	1.43	2.21	0.77	1.66	0.46	1.74	59.74	86.78	1.73	2.89	4.93	5.67		
Mn	181	380	438	533.93	234.19	199.55	3.62	0.68	1.35	0.58	0.96	0.47	465.32	513.30	21.97	4.71	21.53	4.20		
Mo	<5	<5	<5	3.32	1.16	2.96	0.22	6.50	0.02	1.52	0.01	0.56	1.15	1.36	0.01	0.82	0.01	0.76		
Se	-	-	-	4.40	2.06	2.52	0.16	3.70	0.05	2.54	0.04	2.41	0.61	0.74	0.03	4.79	0.03	3.84		
Cr	110	310	226	149.54	82.46	57.71	0.17	0.11	0.03	0.04	0.03	0.05	84.90	36.10	0.01	0.016	0.01	0.037		
Ni	53	122	130	143.74	69.79	87.19	0.57	0.40	0.67	0.98	0.79	1.00	106.42	46.33	1.63	1.53	1.46	3.17		
TREND	Ukupan sadržaj mikroelemenata								DTPA-dostupan sadržaj mikroelemenata											
	L0	Mn>Cr>Ni>B>Cu>Zn>As>Se>Mo								L0	B>Mn>Zn>Cu>Ni>Mo>As>Cr>Se									
	L1	Mn>Cr>Ni>Cu>Zn>B>As>Se>Mo								L1	B>Mn>Cu>Zn>Ni>As>Se>Cr>Mo									
	L2	Mn>Ni>Cr>Cu>Zn>B>As>Mo>Se								L2	Mn>Ni>Cu>Zn>B>As>Se>Cr>Mo									

^aInstitut za opštu i fizičku hemiju, Beograd; ^bsrednje vrednosti ispitivanih parametara na ispitivanim staništima, ■ - kritične vrednosti,

■ - veće od prosečnih, ■ - manje od prosečnih)

Na pasivnoj laguni L1 prosečan ukupni sadržaj As je bio 16.54 µg/g , što znači da je bio 3.7 puta manji u odnosu na sadržaj na laguni L0, dok je na laguni L2 prosečan sadržaj As bio 16.13 µg/g, odnosno bio je približno jednak sadržaju na laguni L1 (Tabele 25, 71).

Arsen je element čiji se sadržaj značajno smanjuje kako tokom transporta, tako i nakon odlaganja na deponiju ‘TENT A’ (Popović et al., 2001). Na osnovu testa sprovedenog u Australiji na alkalnom pepelu, u vodi se rastvara od 0.3 – 15 % arsena (Ward et al., 2003), dok su Evropska istraživanja na osnovu analize 23 uzorka pepela, pokazala da se rastvorljivost As u vodi kreće od 0.001 - 25% (Moreno et al., 2005). Querol et al. (2001) smatraju da se 52 % As rastvara u vodi. Sadržaj As na obe pasivne lagune bio je veći od prosečnog opsega za sadržaj As u zemljištu (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 73).

Tabela 73. Opseg normalnih, prosečnih i kritičnih vrednosti sadržaja ispitivanih mikroelemenata u površinskom sloju zemljišta peskovitog do praškasto-ilovastog teksturnog sastava

Element (ppm)	^a Normalan opseg u zemljištu	^a Prosečan opseg u zemljištu	^e Kritičan opseg u zemljištu
As	<0.1-30	4.4 - 8.4	20 - 50
B	1 - 134	22 - 40	-
Cu	1 - 100	13 - 23	60 - 125
Zn	3.5 - 362	45 - 60	70 - 400
Mn	7 - 9200	270 - 525	1500 - 3000
Mo	0.1 - 7.2	1.3 - 2.8	2 - 10
Se	0.005 - 1.9	0.25 - 0.34	5 - 10
Cr	1.4 - 1100	47 - 51	75 - 100
Ni	1 - 110	13 - 26	100

(^aKabata-Pendias & Pendias, 2001; ^eAlloway, 1990)

Istraživanja Maksimović et al. (2008) su pokazala da se sadržaj As u pepelu pasivne lagune deponije pepela ‘TENT A’, starosti osam godina, kretao od 15 - 48 µg/g, dok su istraživanja Popović (2002), u pepelu aktivne lagune utvrdila ukupan sadržaj As u opsegu od 14.37 - 17.59 µg/g, a u pepelu pasivne lagune od 15.11 - 37.94 µg/g. Naša predhodna istraživanja su u pepelu sa deponije pepela ‘TENT A’, sa lagune starosti 5 godina, utvrdila sadržaj As od 110.8 µg/g, a u pepelu sa lagune starosti 13 godina, 84.6

$\mu\text{g/g}$ As (Mitrović et al., 2008). Životić et al. (2012) su u uzorcima pepela sa obodnih delova pasivne lagune L1 deponije pepela 'TENT A', utvrdili sadržaj ukupnog As od 7.3 - 55.9 $\mu\text{g/g}$, a u unutrašnjim delovima iste lagune od 14.9 - 83.2 $\mu\text{g/g}$, što odražava prirodu As, kao veoma isparljivog mikroelementa, da se tokom sagorevanja u kotlovima termoelektrana najviše akumulira na najsitnijim česticama (Izquierdo & Querol., 2012). Prosečan sadržaj bioraspoložive DTPA- frakcije As na lagunama deponije pepela 'TENT A' povećavao se od L0 (0.18 $\mu\text{g/g}$), preko L1 (0.36 $\mu\text{g/g}$) do L2 (0.44 $\mu\text{g/g}$), kao i njegova mobilnost izražena procentualno i bio je veći u odnosu na kontrolna staništa (Tabele 25, 72). To znači da se sadržaj As dostupnog biljkama, na lagunama deponije pepela 'TENT A', tokom vremena povećavao. Istraživanja Maksimović et al. (2008), koji su merili sadržaj dostupnog As metodom ekstarkcije u 0.1M rastvoru HCl, pokazala su da se njegov sadržaj u pepelu sa deponije pepela 'TENT A' kretao od 0.3 - 2.9 $\mu\text{g/g}$. As je mikroelement čija je rastvorljivost snažno uslovljena promenom pH (Bech et al., 1997; Smith et al., 1999; Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Promena njegove rastvorljivosti u odnosu na promenu pH prikazana je na Slici 146. Svoju maksimalnu rastvorljivost As dostiže pri pH = 7 - 11. U visoko alkalnim pepelima (pH>11.5), As gradi nerastvorni Ca - arsenat (Yudovich & Kertis, 2005), dok u slabo - alkalnim pepelima gradi okside sa Fe, Al i Mn (Turner, 1981; Jones, 1995; Cornelis et al., 2008), što smanjuje njegovu rastvorljivost. Afinitet As da gradi okside sa metalima smanjuje se pri pH>8, što povećava njegovu rastvorljivost. U jako alkalnim pepelima rastvorljivost As je niska i iznosi <0.01 mg/kg (Grisafe et al., 1988; Izquierdo et al., 2011), dok se kod blago alkalnih, rastvorljivost kreće od 0.6 - 3 mg/kg. Nasi rezultati pokazuju da dolazi do smanjenja pH pepela tokom vremena sa 8.03 na 7.72, ali da ovo nije dovoljan nivo smanjenja pH reakcije koji bi mogao da dovede do smanjenja sadržaja dostupne frakcije As. Na rastvorljivost As pored pH utiču i sadržaj soli, naročiti Fe (II) sulfata koji je pokazao da efektivno smanjuje mobilnost As (Kim et al., 2003) i organske materije u čijem prisustvu dolazi do redukcije As (V) na mnogo toksičniji i mobilniji As (III) (Balasoju et al., 2001). Naša istraživanja su pokazala da se tokom vremena sadržaj rastvorljivih soli u pepelu smanjivao, a sadržaj organske materije povećavao (Đurđević et al., 2006), što je uslovljelo povećanje sadržaja bioraspoložive DTPA-frakcije As u pepelu.

Bor (B)

Sadržaj B u pepelu zavisi od njegovog sadržaja u matičnom uglju te njegova koncentracija u pepelu može biti veoma varijabilna (Tabela 70). Organski vezan B tokom sagorevanja uglja snažno isparava i u vidu borovih soli se kondenzuje na površini čestica letećeg pepela, što povećava njegovu rastvorljivost (Dudas, 1981; Querol et al., 1995). Najviše B kondenzuje se na najsitnijim česticama zbog njihove veće površine (Elsewi et al., 1981; El-Mogazi et al., 1988). Zahvaljujući visokom sadržaju i rastvorljivosti većoj u odnosu na druge elemente, u literaturi se B često navodi kao najviše fitotoksičan mikro – nutrient, koji predstavlja jedan od glavnih organičavajućih faktora za uspostavljanje vegetacije na deponijama pepela (Adriano et al., 1980; Aitken and Bell, 1985; El-Mogazi et al., 1988; Pavlović et al., 2004; Kisić et al., 2005; Yunusa et al., 2006; Mitrović et al., 2008; Kostić et al., 2012; Mitrović et al., 2012; Gajić et al., 2013). Zbog svoje velike mobilnosti, B poreklom iz pepela predstavlja jednog od najvažnijih zagađivača životne sredine (Adriano, 2001; Doak, 2003). Istraživanja Cox et al. (1978) su pokazala da je 15 minuta kontakta pepela sa vodom dovoljno da se najveći deo rastvornog B izluži iz pepela. James et al. (1982) su pronašli da je 11 - 47% B odmah rastvorljivo u vodi, a Carlson & Adriano (1993) smatraju da taj procenat iznosi od 17 - 64% i da je za smanjenje njegovog sadržaja do koncentracija tolerantnih za biljke potrebno 2 - 3 godine. Ukupan prosečan sadržaj B na kontrolnim staništima bio je manji od prosečnog sadržaja ovog elementa za zemljišta peskovitog i praškasto ilovastog sastava (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 72). Transport pepela u vodenoj smeši i njegovo odlaganje u vlažnoj laguni uticalo je na smanjenje ukupnog sadržaja B, tako da je njegov ukupni sadržaj na aktivnoj laguni L0 bio 10.5 puta manji u odnosu na sadržaj B u elektrofilterskom pepelu (Tabela 71). Na laguni L0 prosečan ukupan sadržaj B je iznosio 93.30 $\mu\text{g/g}$, što znači da je bio veći od prosečnog opsega koncentracije ovog elementa u zemljištu (Tabele 72, 73). Na pasivnoj laguni L1, sadržaj ovog elementa se u odnosu na sadržaj na aktivnoj laguni smanjio 2.3 puta, pri čemu je prosečan sadržaj (40.52 $\mu\text{g/g}$) na laguni L1 i dalje bio veći od prosečnog opsega sadržaja ovog elementa u zemljištu (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 73). Na pasivnoj laguni L2, prosečan sadržaj B je bio 1.4 puta manji u odnosu na sadržaj na L1 (Tabela 71). Iznosio je 27.96 $\mu\text{g/g}$, što znači da je bio u granicama prosečnih vrednosti za zemljište (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela

73). Poput arsena i B pokazuje kontinuirano smanjivanje sadržaja kako tokom transporta, tako i nakon odlaganja na deponiju. Naša predhodna istraživanja su u pepelu deponije 'TENT A', sa lagune starosti 5 godina utvrdila sadržaj B od 25.65 $\mu\text{g/g}$, a u pepelu sa lagune starosti 13 godina 19.32 $\mu\text{g/g}$ B (Mitrović et al., 2008). Cope (1962) je utvrdio da se ukupan sadržaj B sa 276 $\mu\text{g/g}$ u svežem pepelu posle 25 godina smanjio na samo 4.3 $\mu\text{g/g}$.

Prosečan sadržaj biorasplošive DTPA- frakcije B bio je najveći u pepelu aktivne lagune L0 (9.25 $\mu\text{g/g}$) i smanjivao se preko L1 (1.62 $\mu\text{g/g}$) do L2 (0.46 $\mu\text{g/g}$). Isti trend imala je i mobilnost B izražena procentualno (Tabela 17). Na kontrolnim staništima sadržaj biorasplošive DTPA- frakcije B bio je manji u odnosu na sadržaj u pepelu sa deponije pepela 'TENT A'. Na osnovu podele koju su dali Hodgson & Townsend (1973), koncentracije rastvorljivog B manje od 4 smatraju se ne toksičnim, od 4 - 10 slabo toksičnim, od 11 - 20 umereno toksičnim, od 21 - 30 toksičnim a veće od 30 izrazito toksičnim. Analizom pepela sa lagune deponije pepela 'TENT A', starosti 8 godina, Maksimović et al. (2008) su ustanovili od 0.1 - 3.5 $\mu\text{g/g}$ dostupnog B. Glavni faktori koji utiču na rastvorljivost B u pepelu su njegov ukupan sadržaj, veličina čestica pepela, vreme rastvaranja, odnos pepela i rastvarača, pH, sadržaj oksida gvožđa i organske materije (Karen & Bingham, 1985; Prasad et al., 2006). Istraživanja Warren et al. (1993) su pokazala da se rastvorljivost bora povećava sa smanjenjem pH i da pri vrednostima $\text{pH} < 6$, B gradi rastvorna jedinjenja sa Ca i Mg, dok je pri vrednostima $\text{pH} > 6$ njegova rastvorljivost uslovljena samo njegovom ukupnom koncentracijom (Cox et al., 1978; Iwashita et al., 2005). Takođe primećeno je da se rastvorljivost B smanjuje sa vremenom. Jones & Lewis (1960) i Halligan & Pagenkopf (1980), su konstatovali da se rastvorljivost B u početnim fazama povećava, a da se kasnije tokom vremena smanjuje, kada dostiže plato. Na deponiji pepela 'TENT A', pH pepela je > 6 , tako da je rastvorljivost bora uslovljena njegovom ukupnom količinom, što su i pokazala naša istraživanja, kao i da se tokom vremena njegova rastvorljivost smanjuje.

Bakar (Cu)

Tokom istraživanja, prosečan ukupan sadržaj Cu u zemljištu kontrolnih staništa bio je manji u odnosu na sadržaj u pepelu na lagunama deponije pepela 'TENT A' (Tabela 25). Na kontrolnom staništu K1 (14.87 $\mu\text{g/g}$) kretao se u granicama prosečnih vrednosti

sadržaja Cu za zemljišta peskovitog do praškasto-ilovastog sastava, dok je na kontrolnom staništu K2 (34.66 $\mu\text{g/g}$) bio veći od prosečnih vrednosti (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 73), što može biti posledica antropogenog uticaja na površinski sloj zemljišta u uslovima gradske sredine. Hidraulični transport i deponovanje pepela u vlažnoj laguni uticali su da prosečan ukupni sadržaj Cu u pepelu aktivne lagune L0 bude 1.7 puta manji u odnosu na sadržaj u elektrofilterskom pepelu (Tabela 71). Rastvorljivost Cu u vodi kod alkalnih pepela se kreće od 0.05 - 0.1 %, (Ward et al., 2003; Moreno et al., 2005), sa tendencijom povećanja sa smanjenjem pH (Slika 146). I pored smanjenja, prosečan ukupan sadržaj Cu na L0 (79.66 $\mu\text{g/g}$) kretao se u opsegu kritičnih vrednosti za biljke (Tabela 73). Sa starenjem pepela primećeno je dalje smanjenje ukupnog sadržaja Cu (L1, 48.80 $\mu\text{g/g}$; L2, 38.86 $\mu\text{g/g}$), ali je i pored toga na obe pasivne lagune sadržaj ukupnog Cu bio veći od prosečnog sadržaja za zemljišta peskovitog do praškasto-ilovastog sastava (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 73). Povećanje ukupnog sadržaja Cu sa starenjem pepela može se objasniti afinitetom Cu ka većoj akumulaciji na najsitnijim česticama (Querol et al., 1995). To su potvrdila istraživanja Životić et al. (2012), kojima je u pepelu sa obodnih delova pasivne lagune L1 utvrđeno od 19.8 - 58.0 $\mu\text{g/g}$, a u centralnim delovima od 27.7 - 83.9 $\mu\text{g/g}$ Cu. U pepelu aktivne lagune Popović (2002) je utvrdio od 19.57 - 37.66 $\mu\text{g/g}$, a u pepelu pasivne lagune od 14.74 - 44.67 $\mu\text{g/g}$. Mitrović et al. (2008) su u pepelu sa deponije pepela 'TENT A' starosti pet godina utvrdili 73.75 $\mu\text{g/g}$ ukupnog Cu, a u pepelu starosti trinaest godina 96.75 $\mu\text{g/g}$. Maksimović et al. (2008) su u pepelu deponije pepela 'TENT A', sa lagune starosti osam godina, utvrdili od 10 - 33 $\mu\text{g/g}$ Cu.

U zemljištu kontrolnih staništa konstatovan je veći prosečan sadržaj biorasploživice DTPA- frakcije Cu u odnosu na sadržaj ove frakcije u pepelu na lagunama deponije pepela 'TENT A' (Tabela 25). Na kontrolnim staništima sadržaj biološki dostupnog Cu se kretao od 1.43 $\mu\text{g/g}$ na K1 do 3.30 $\mu\text{g/g}$ na K2 (Tabela 72). S obzirom da je mobilnost Cu na ova dva staništa bila približno jednaka (9.69% : 9.52%), razlike u sadržaju ove frakcije na kontrolnim staništima posledica su razlika u njegovom ukupnom sadržaju. U pepelu deponije pepela 'TENT A', prosečan sadržaj biorasploživice DTPA- frakcije Cu na aktivnoj laguni L0 iznosio je 0.91 $\mu\text{g/g}$ (Tabela 72). Posle tri godine starenja pepela, na laguni L1, bio je veći (0.99 $\mu\text{g/g}$), da bi posle 11 godina došlo do smanjenja ove frakcije na L2 (0.71 $\mu\text{g/g}$), koja je na ovoj laguni bila

najmanja u odnosu na sva staništa, što može da ukaže na potencijalni deficit ovog elementa za biljke. I mobilnost Cu na lagunama deponije pepela 'TENT A' bila je manja u odnosu na kontrolna staništa, pri čemu je na aktivnoj laguni L0 (1.14%) bila manja u odnosu na pasivne lagune, a na pasivnoj laguni L1 bila veća u odnosu na lagunu L2 (2.04% : 1.83%). Maksimović et al. (2008) su u pepelu sa pasivne lagune deponije pepela 'TENT A', starosti 8 godina, utvrdili od 0.7 - 4.1 µg/g dostupnog Cu, dok se u pepelu iz termoelektrana u Indiji njegov sadržaj kretao od 0.8 - 1.5 µg/g (Suwalka, 2003). Prateći razlike u hemijskim osobinama pepela dve godine posle uspostavljanja biljnog pokrivača na deponiji pepela Tsang Tsui u Hong Kongu, Chu (2008) je ustanovio smanjenje sadržaja Cu rastvorljivog u 1N amonijum acetatu sa 0.58 µg/g na 0.25 µg/g. Kod različitih vrsta pepela, Cu pokazuje različitu mobilnost, što zavisi od oblika u kome je prisutan u uglju (Querol et al., 1996). Vežanost Cu u uglju za minerale gline, rezultira u pepelu asocijacijom Cu u primarnim kristalima što smanjuje njegovu rastvorljivost. Sagorevanje uglja u kome je Cu vezan za sulfide gvožđa dovodi do njihove oksidacije, što uslovljava njegovu veću mobilnost. Istraživanja Terzić et al. (2012) su pokazala da se u pepelu iz srpskih termoelektrana, Cu nalazi vezan u kristalnim česticama što ga čini slabije mobilnim. Pored oblika u kome se nalazi u uglju, na mobilnost Cu utiču i drugi faktori. Na primer, stabilnost Cu snažno je uslovljena reakcijom supstrata, pri čemu se mobilnost smanjuje sa povećanjem pH. Zahvaljujući hemisorpciji, prisustvo karbonata, fosfata i minerala gline, kao i izražen afinitet ka vezivanju za organsku materiju, takođe smanjuje mobilnost Cu (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Najniža rastvorljivost Cu pri blagim alkalnim uslovima povezana je sa vezivanjem Cu u organske komplekse (Kabata-Pendias & Pendias, 2001), dok povećanje sadržaja gline za 4 %, može smanjiti mobilnost Cu i do 77 % (Alvarez-Ayuso & Garcia-Sanchez, 2003). Smanjenje pH na L1 u odnosu na L0 dovelo je do blagog povećanja njegove rastvorljivosti, da bi razlike u granulometrijskom sastavu na račun povećanja čestica gline i praha, kao i povećanje sadržaja organske materije na L2 uslovljalo njegovu manju mobilnost na ovom staništu. Veći sadržaj organske materije u zemljištu kontrolnih staništa u odnosu na njen sadržaj u pepelu na lagunama deponije pepela 'TENT A', nije uticao na smanjenje mobilnosti Cu. Povoljan odnos C/N na K1 i K2 ukazuje na nesmetano odvijanje procesa dekompozicije organske materije na

kontrolnim staništima, gde Cu obrazuje komplekse sa huminskim i fulvo kiselinama, što povećava njegovu mobilnost (Hsu & Lo, 2000).

Cink (Zn)

Na oba kontrolna staništa, prosečan ukupni sadržaj Zn u zemljištu bio je veći u odnosu na sadržaj u pepelu na pasivnim lagunama deponije pepela 'TENT A' (Tabela 25). Na kontrolnom staništu K1 (59.74 µg/g) sadržaj Zn se nalazio u opsegu prosečnih vrednosti za zemljišta peskovitog do praškasto-ilovastog sastava (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 73), dok je na kontrolnom staništu K2 (86.78 µg/g) bio u opsegu kritičnih vrednosti (Alloway, 1990; Tabela 73). Hidraulični transport i deponovanje pepela u vlažnoj laguni L0, uticali su na smanjenje sadržaja ukupnog Zn za 1.7 puta u odnosu na sadržaj Zn u elektrofilterskom pepelu (Tabela 71). Zajedno sa As, Cr i Ni, Zn predstavlja element koji se značajno ekstrahuje iz pepela tokom njegovog transporta (Popović et al., 2001). Na laguni L0 sadržaj ukupnog Zn iznosio je 64.64 µg/g, što predstavlja vrednost koja je veća od prosečnog opsega za zemljišta peskovitog do praškasto-ilovastog sastava (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 73). Sa starenjem pepela sadržaj ukupnog Zn se smanjivao, tako da je na L1 (46.25 µg/g) bio 1.4 puta manji u odnosu na L0 i bio je u opsegu prosečnih vrednosti, a na L2 (28.3 µg/g) 1.6 puta manji u odnosu na L1 i niži od opsega prosečnih vrednosti za zemljišta peskovitog do praškasto-ilovastog sastava (Kabata-Pendias & Pendias, 2001, Tabela 73). Ovi rezultati potvrđuju naša predhodna istraživanja i ukazuju da odlaganje pepela na lagunama i njegova izloženost faktorima spoljašnje sredine utiču na kontinuirano smanjivanje sadržaja Zn (Mitrović et al., 2008). Istraživanja Querol et al. (1996) su ukazala da na ponašanje Zn u pepelu veliki uticaj ima oblik u kome je prisutan u matičnom uglju. Vežanost Zn za sulfidna jedinjenja u matičnom uglju utiče na njegovu visoku rastvorljivost u pepelu (Lopez-Meza et al., 2010), dok veća vežanost Zn za kristalne (silikatne) čestice, smanjuje njegovu rastvorljivost (Spears & Martinez - Tarrazona, 2004). Kim & Kazonich (2004) su ustanovili ravnomernu distribuciju Zn između silikatnih i nesilikatnih frakcija pepela. Na osnovu istraživanja Popovića (2002) ukupni sadržaj Zn u pepelu aktivne lagune deponije pepela 'TENT A', kretao se od 15.55 - 33.95 µg/g, a u pepelu pasivne lagune od 14.41 - 39.42 µg/g. U pepelu starosti pet godina ustanovili su 50.0 µg/g Zn, a u pepelu sa lagune starosti trinaest godina 37.5

$\mu\text{g/g}$ Zn. Maksimović et al (2008) su u pepelu deponije pepela 'TENT A', sa lagune starosti osam godina, ustanovili od 8 - 29 $\mu\text{g/g}$ Zn, dok su Životić et al. (2012) analizom pepela sa pasivne lagune L1, u obodnim delovima utvrdili od 17.3 - 41.6 $\mu\text{g/g}$, a u centralnim delovima od 31.5 - 80.6 $\mu\text{g/g}$ Zn, što govori o njegovoj isparljivosti tokom sagorevanja i većem sadržaju na sitnijim česticama koje se talože u unutrašnjosti laguna (Izquierdo & Querol., 2012).

U zemljištu kontrolnih staništa konstatovan je veći prosečan sadržaj bioraspoložive DTPA- frakcije Zn (K1, 1.73 $\mu\text{g/g}$; K2, 4.93 $\mu\text{g/g}$) u odnosu na sadržaj ove frakcije u pepelu na lagunama deponije pepela 'TENT A', gde se sadržaj ove frakcije smanjivao tokom vremena (L0, 1.43 $\mu\text{g/g}$; L1 0.77 $\mu\text{g/g}$; L2 0.46 $\mu\text{g/g}$), kao posledica smanjevanja njegovog ukupnog sadržaja (Tabela 72). Maksimović et al. (2008) su u pepelu deponije pepela 'TENT A', sa lagune starosti osam godina, ustanovili 1.8 - 5.4 $\mu\text{g/g}$ dostupnog Zn. Chu (2008) je u pepelu prirodno kolonizovane deponije pepela ustanovio od 0.79 - 2.24 $\mu\text{g/g}$ Zn, ekstrahovanog u 1N amonijum acetatu. Faktori koji najviše smanjuju biološku dostupnost Zn su bazna reakcija supstrata, mali sadržaj organske materije, peskovit teksturni sastav i visok sadržaj fosfata (Hafeez et al., 2013). Pri pH iznad 6, dostupnost Zn se smanjuje da bi minimum dostigla pri pH od 8 - 10 (Kim & Hesbach, 2009) (Slika 146). Peskovita zemljišta se odlikuju manjim kapacitetom za adsorpciju Zn od zemljišta težeg teksturnog sastava, te se odlikuju manjim sadržajem dostupnog Zn (Stahl & James, 1991). Visok sadržaj fosfata, prirodnog ili poreklom od fosfatnih đubriva može uzrokovati deficit Zn (Alloway, 2008). Pored manjeg ukupnog sadržaja Zn, visok sadržaj peska, mali sadržaj organske materije kao i dodavanje fosfatnih đubriva na početku rekultivacionog procesa na lagunama deponije pepela 'TENT A' uticali su na niži sadržaj biološki dostupne frakcije Zn.

Mangan (Mn)

Na kontrolnim staništima prosečni ukupni sadržaj Mn u zemljištu (K1, 465.32 $\mu\text{g/g}$ i K2, 513.30 $\mu\text{g/g}$) kretao se u granicama prosečnog opsega za ovaj element u zemljištu peskovitog do praškasto - ilovastog sastava (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 73). Na lagunama deponije pepela 'TENT A', primećeno je smanjivanje ukupnog sadržaja ovog elementa sa starenjem pepela (Tabele 71, 72). Najveći sadržaj ukupnog Mn utvrđen je na aktivnoj laguni L0 (533.93 $\mu\text{g/g}$), odnosno bio je veći od prosečnog

opsega za sadržaj ovog elementa u zemljištu (Kabata-pendias & Pendias, 2001; Tabela 73). Hidraulični transport i odlaganje u vlažnoj laguni nisu se odrazili na smanjenje sadržaja ovog elementa u pepelu aktivne lagune L0 (Tabela 71). Istraživanja Popović et al. (2001) su pokazala da se ovaj element ne ekstrahuje tokom i neposredno nakon transporta, već kasnije nakon odlaganja na deponijama pepela. Mn se odlikuje malom isparljivošću, tako da se na česticama pepela nalazi deponovan u unutrašnjem sloju, što ga čini slabije rastvorljivim (Clarke & Sloss, 1992). Njegova rastvorljivost je uslovljena rastvaranjem isparljivijih elemenata koji su deponovani na površini čestica pepela. Na laguni L1, tri godine nakon završetka istakanja pepela u tu lagunu, sadržaj ukupnog Mn (234.19 $\mu\text{g/g}$) bio je 2.3 puta manji u odnosu na sadržaj na laguni L0 (Tabela 71), što predstavlja sadržaj niži od prosečnog opsega sadržaja ovog elementa u zemljištu peskovitog do praškasto-ilovastog sastava (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 73). Dalje smanjivanje njegovog ukupnog sadržaja primećeno je i na laguni L2 (199.55 $\mu\text{g/g}$), ali manjeg intenziteta, tako da je prosečan sadržaj ovog elementa jedanaest godina nakon istakanja bio 1.2 puta manji u odnosu na sadržaj na L1 (Tabela 71). Za jedinjenja Mn karakteristična je njihova brza oksidacija i redukcija pod uticajem promenljivih uslova sredine u zemljištu (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Pod reduktivnim uslovima, koji su prisutni na laguni L0, Mn postaje lako rastvorljiv, što je uticalo na smanjenje njegovog sadržaja na L1. Promenljivi oksidativno - reduktivni uslovi, koji su kasnije bili prisutni na pasivnim lagunama, uticali su na dalje smanjenje njegovog ukupnog sadržaja, ali manjeg intenziteta. Smanjenje ukupnog sadržaja Mn tokom vremena pokazala su i naša predhodna istraživanja, po kojima je na laguni deponije pepela 'TENT A', starosti pet godina sadržaj Mn iznosio 714.67 $\mu\text{g/g}$, a na laguni starosti trinaest godina bio je manji i iznosio je 422.25 $\mu\text{g/g}$ (Mitrović et al., 2008). Na laguni starosti osam godina Maksimović et al. (2008), utvrdili su od 361 - 805 $\mu\text{g/g}$ Mn. Životić et al. (2012) su analizom pepela sa pasivne lagune L1, utvrdili da se uzorci sa obodnih delova lagune malo razlikuju po sadržaju Mn (258.8 - 975.5 $\mu\text{g/g}$) od uzoraka u centralnim delovima lagune (361.4 - 1140.0 $\mu\text{g/g}$), što su rezultati koji potvrđuju malu isparljivost ovog elementa i njegovu ravnomernu raspodelu između čestica različite veličine. U pepelu sa deponije pepela termoelektrane Paricha u Indiji, sadržaj Mn je iznosio 318.40 $\mu\text{g/g}$ (Kumari, 2009). Maiti & Jaiswal (2008) su takođe

ustanovili smanjenje sadržaja ukupnog Mn sa starenjem pepela, koji se sa 328 $\mu\text{g/g}$ u svežem pepelu pod uticajem faktora spoljašnje sredine smanjio na 131 $\mu\text{g/g}$.

Prosečni sadržaj bioraspoložive DTPA- frakcije Mn u zemljištu kontrolnih staništa (K1, 21.97 $\mu\text{g/g}$; K2, 21.53 $\mu\text{g/g}$) bio je veći od sadržaj ove frakcije Mn na lagunama deponije pepela 'TENT A', gde sadržaj ove frakcije smanjivao tokom vremena (L0, 3.62 $\mu\text{g/g}$; L1, 1.35 $\mu\text{g/g}$; L2, 0.96 $\mu\text{g/g}$). Isti trend imala je i mobilnost ovog elementa na ispitivanim staništima (Tabela 20). U pepelu starosti dve godine sa deponije pepela termoelektrane Paricha u Indiji, Kumari (2009) je utvrdio 1.2 $\mu\text{g/g}$ bioraspoložive DTPA-frakcije Mn, što je sadržaj sličan sadržaju na laguni L1 sa deponije pepela 'TENT A', starosti tri godine. Poredeći sadržaj DTPA-frakcije Mn u svežem i pepelu sa otvorene deponije, Maiti & Jaiswal (2008) su uočili porast njegovog sadržaja (sa 1.2 na 4.16 $\mu\text{g/g}$), pri čemu je pH svežeg pepela bio 8.2, a pepela sa deponije 6.1. Pored oksidacionih uslova, rastvorljivost Mn je snažno uslovljena i pH reakcijom supstrata. U oksidativnim uslovima i reakciji bliskoj neutralnoj rastvorljivost Mn je mala (Querol et al., 2001). U ovakvim uslovima negativno naelektrisani $\text{Mn}(\text{OH})_4$ i MnO_2 sa teškim metalima (Co, Ni, Cu, Zn, Pb, Ba, Ti, W i Mo) grade nerastvorna jedinjenja (Bartlett, 1986). Sa smanjenjem pH rastvorljivost Mn raste, tako da u dobro isušanim zemljištima, pri $\text{pH} < 5.5$ sadržaj dostupnog Mn može dostići toksičan nivo (Foy et al., 1988). Redukcioni uslovi u slabo aerisanim zemljištima pri $\text{pH} > 6$ takođe mogu povećati mobilnost Mn do nivoa toksičnosti. Na pasivnim lagunama deponije pepela 'TENT A', pepeo je dobro dreniran, a pH je neutralne do blago alkalne reakcije, što Mn čini slabije mobilnim, a razlike u njegovom dostupnom sadržaju odraz su razlika u ukupnom sadržaju na lagunama različite starosti. U supstratima sa alkalnom ili neutralnom reakcijom jedinjenja Mn su manje mobilna tako da se biljke na ovakvim staništima mogu često suočavati sa deficitom ovog elementa (Antić et al., 1982).

Molibden (Mo)

Na kontrolnim staništima prosečan ukupni sadržaj Mo u zemljištu na K1 iznosio je 1.15 $\mu\text{g/g}$, a na K2, 1.36 $\mu\text{g/g}$. Na K1 je bio niži od opsega prosečnih vrednosti za zemljišta peskovitog do praškasto - ilovastog sastava, a na K2 je bio u opsegu prosečnih vrednosti (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 73). Na aktivnoj laguni L0 (3.32 $\mu\text{g/g}$) i pasivnoj laguni L2 (2.96 $\mu\text{g/g}$) prosečan sadržaj Mo bio je u opsegu kritičnih

vrednosti (Alloway, 1990, Tabela 73), dok je na L1 (1.16 $\mu\text{g/g}$) bio niži od prosečnih vrednosti za zemljišta peskovitog do praškasto-ilovastog sastava (Kabata-Pendias & Pendias, 2001, Tabela 73). Smanjivanje sadržaja Mo tokom hidrauličnog transporta do lagune L0, nastavljeno je i nakon njegovog odlaganja na deponiju pepela, tako da je njegov ukupni sadržaj na L1 bio 2.8 puta manji u odnosu na sadržaj na L0 (Tabela 71). Smanjenje sadržaja Mo utvrđena su i našim predhodnim istraživanjima, u svežem pepelu deponije pepela 'TENT A', izmereno je 16 $\mu\text{g/g}$, u pepelu sa lagune starosti pet godina, 11.35 $\mu\text{g/g}$, a u pepelu sa lagune starosti trinaest godina 8.50 $\mu\text{g/g}$ Mo (Mitrović et al., 2008). Životić et al. (2012) su u pepelu sa obodnih delova lagune L1 utvrdili od 0.3 - 1.7 $\mu\text{g/g}$, a u centralnim delovima od 0.8 - 2.7 $\mu\text{g/g}$ Mo. Pepeo nastao sagorevanjem lignita odlikuje se velikim sadržajem Mo (Tabela 70), tako da ovaj element s obzirom na svoju veliku rastvorljivost predstavlja značajan problem za životnu sredinu (Izquierdo et al., 2011). Velika rastvorljivost Mo posledica je njegove površinske asocijacije na česticama letećeg pepela gde se nalazi i do 80% ukupne koncentracije Mo u pepelu (Querol et al., 1995; Spears & Martinez - Tarrazona, 2004). Njegova rastvorljivost uslovljena je sa reakcijom supstrata (Slika 146) i drenažnim uslovima i najveća je u vlažnom alkalnom zemljištu, sa slabim smanjenjem pri pH oko 11.5 i ispod pH 8, dok je u kiseloj sredini pri pH<5 značajno smanjena (Querol et al., 2001; Ward et al., 2009; Izquierdo et al., 2011). Lindsay (1979) smatra da su biljke koje rastu na mokrom zemljištu u kome vladaju redukcionim uslovi sposobne da transportuju O_2 kroz stablo i koren do zemljišta gde dolazi do oksidacije jedinjenja molibdena što ih čini rastvorljivijim. Rastvorljivost Mo u vodi, kod alkalnih pepela, kreće se od 15–50 % (Dreesen et al., 1977; Nugtern et al., 2001; Ward et al., 2003; Izquierdo et al., 2011), a može iznositi i do 70 % (Querol et al., 2001), što ga čini značajnim zagađivačem podzemnih voda (Hjelmar, 1990). Ipak mobilni molibdenovi anjoni (MoO_4^{2-}) lako stupaju u vezu sa organskom materijom, CaCO_3 i različitim katjonima kao što su Pb^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Mn^{2+} i Ca^{2+} kao i hidroksidima Fe, Al i Mn, što doprinosi njegovom slabijem rastvaranju i vezivanju u površinskim slojevima (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Čumakov (1988) je ustanovio da organski polimeri i ostala organska jedinjenja vezuju velike količine Mo, tako da njegova koncentracija u šumskoj stelji nekad može dostići i 50 $\mu\text{g/g}$. Jedan od uzroka većeg sadržaja Mo na laguni L2, može biti razlika u hemijskom sastavu uglja od koga pepeo potiče. Drugi može biti nakupljanje organske

materije poreklom od biljaka azotofiksatora, koja se odlikuje višim sadržajem Mo u odnosu na druge biljke, što doprinosi obogaćenju površinskog sloja ovim elementom, kao i smanjenje pH, čime se rastvorljivost Mo tokom trinaest godina od početka procesa revitalizacije smanjivala. Sadržaj bioraspoložive DTPA- frakcije Mo na oba kontrolna staništa je bila značajno manja u odnosu na sadržaj ove frakcije na lagunama deponije pepela 'TENT A', gde su se sadržaj ove frakcije, kao i njegova mobilnost, smanjivali tokom vremena.

Selen (Se)

Prosečan sadržaj Se u zemljinoj kori je veoma mali i kreće se oko 0.05 µg/g (Mason, 1982). Njegov znatno veći sadržaj u uglju u odnosu na sadržaj u mnogim stenama čini da pepeo koji nastaje sagorevanjem uglja predstavlja jedan od najvažnijih izvora Se (Dubikova et al., 2006). U uglju Se je najčešće prisutan u vidu sulfida i vezan u organskoj frakciji, zbog čega je skoro potpuno isparljiv tokom sagorevanja (Yudovich & Kertis, 2006). Zahvaljujući svojoj velikoj isparljivosti, Se prilikom sagorevanja uglja reaguje sa Ca obrazujući stabilna jedinjenja kao što je CaSeO_3 , koja se kondenzuju na površini čestica pepela (Shah et al., 2008). Zavisnost izluživanja Se od promene pH pepela, pokazuje paraboličnu zavisnost (Slika 146). Najveću rastvorljivost Se dostiže pri pH od 10 - 12 (Moreno et al., 2005). Sa snižavanjem pH njegova rastvorljivost se smanjuje, da bi bila najmanja u opsegu pH bliskom neutralnom (van der Hoek et al., 1994). Zbog toga je problem izluživanja Se veći kod alkalnih pepela, kao što je pepeo sa deponije pepela 'TENT A', nego kod kiselih pepela (Ward et al., 2003). Analiza ukupnog sadržaja Se na ispitivanim staništima je pokazala da je njegov sadržaj u zemljištu kontrolnih staništa znatno manji u odnosu na sadržaj na lagunama deponije pepela 'TENT A' (Tabela 25), ali da su te vrednosti na svim staništima veće od opsega prosečnih vrednosti za zemljišta peskovitog do praškasto - ilovastog sastava (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 73). Najveći prosečni ukupni sadržaj Se utvrđen je na aktivnoj laguni L0 (4.40 µg/g), odnosno bio je veći od normalnog opsega za ovaj element u zemljištu peskovitog do praškasto – ilovastog sastava (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 73). Na laguni L1 sadržaj Se (2.06 µg/g) bio je 2.1 put manji u odnosu na sadržaj na laguni L0 (Tabela 71). Iako to znači da se tokom stabilizacije pepela više od polovine Se izlužuje kroz drenažne vode, ukupni sadržaj Se u pepelu je i

dalje veći od normalnog opsega (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 73). Analiza velikog broja uzoraka pepela širom sveta je pokazala da se u vodi rastvara od 10 – 50 % Se (Iwashita et al., 2005; Ward et al., 2003). Na laguni L2, sadržaj Se je bio sličan kao i na L1 osim u maju kada su na L2 zabeležene veće vrednosti (Tabela 12). Smanjenje sadržaja ukupnog Se tokom deponovanja na lagunama deponije ‘TENT A’ pokazala su i naša predhodna istraživanja, kojima je na lagunama deponije starosti pet i trinaest godina, utvrđen manji sadržaj ukupnog Se ($<0.1 \mu\text{g/g}$) u odnosu na sadržaj u svežem pepelu ($<2 \mu\text{g/g}$) (Mitrović et al., 2008).

Prosečan sadržaj bioraspoložive DTPA - frakcije Se, na kontrolnim staništima je bio manji u odnosu na sadržaj u pepelu na lagunama deponije pepela ‘TENT A’ (Tabela 25). Slaba rastvorljivost Se u zemljištu često je uzrok nedostatka ovog elementa u kulturnim biljkama, dok dodavanje velikih količina pepela zemljištu može te koncentracije učiniti toksičnim (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Na aktivnoj laguni L0 sadržaj DTPA - frakcije Se je bio znatno veći u odnosu na sadržaj na pasivnim lagunama L1 i L2 (Tabela 25). Rezultati ovih istraživanja ukazuju da je sadržaj ukupnog kao i bioraspoloživog Se na pasivnim lagunama bio veći u odnosu na sadržaj na kontrolnim staništima. Oticanje drenažnih voda na laguni L0, uslovalo je smanjenje njegovog ukupnog sadržaja, dok je opadanja pH sa starenjem pepela uslovalo smanjenje njegove mobilnosti i dostupnosti biljkama.

Hrom (Cr)

Istraživanja su pokazala da je prosečan ukupni sadržaj Cr u pepelu aktivne lagune L0 ($149.54 \mu\text{g/g}$), bio 2.1 put manji u odnosu na sadržaj u svežem letećem (elektrofilterskom) pepelu (Tabela 71). Značajno ekstrahovanje hroma tokom hidrauličnog transporta na deponiji pepela ‘TENT A’ utvrđeno je i od strane Popović et al. (2001). Na pasivnoj laguni L1 prosečni sadržaj ukupnog Cr iznosio je $82.46 \mu\text{g/g}$, odnosno bio je 1.8 puta manji u odnosu na sadržaj na laguni L0 (Tabela 71). I pored značajnog smanjenja njegovog ukupnog sadržaja na lagunama L0 i L1, sadržaj ukupnog Cr je bio u opsegu kritičnih vrednosti sadržaja ovog elementa u zemljištu (Alloway, 1990, Tabela 72). Dalje smanjivanje njegovog ukupnog sadržaja, ali nešto manjeg intenziteta, nastavljeno je tokom vremena, tako da je na laguni L2 ($57.71 \mu\text{g/g}$), utvrđeno 1.4 puta manje ukupnog Cr u odnosu na lagunu L1 (Tabela 71). Ove vrednosti

su bile veće od prosečnog opsega za sadržaj Cr u zemljištima peskovitog do praškasto- ilovastog sastava (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 73). Popović (2002) je analizirajući sadržaj mikroelemenata u pepelu aktivne lagune deponije pepela 'TENT A', utvrdio od 33.77 - 65.58 µg/g, a u pepelu pasivne lagune od 30.70 - 68.89 µg/g Cr. Životić et al. (2012) su analizom pepela sa pasivne lagune L1, u obodnim delovima utvrdili od 29.4 - 90.4 µg/g, a u centralnim delovima od 44.6 - 107.1 µg/g Cr, što je potvrda njegove isparljivosti tokom sagorevanja uglja. Maksimović et al. (2008) su u pepelu sa deponije pepela 'TENT A', starosti osam godina, utvrdili od 30 - 94 µg/g Cr, dok su Técher et al. (2012) u pepelu sa deponije pepela u Francuskoj, starosti trinaest godina, utvrdili 56.6 µg/g Cr. Na kontrolnom stanštu K1 prosečni ukupni sadržaj Cr (84.90 µg/g) je bio u opsegu kritičnih vrednosti sadržaja ovog elementa za zemljišta (Alloway, 1990; Tabela 73), dok je na kontrolnom staništu K2 (36.10 µg/g) bio manji od prosečnog opsega za zemljišta peskovitog do praškasto-ilovastog sastava (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 73). Istraživanja sadržaja teških metala u zemljištu u dolini reke Kolubare (Sikirić et al., 2010) su pokazala da se sadržaj Cr u površinskom sloju zemljišta, na mestima koja su bila izloženija zagađenju kretao od 40 - 160 µg/g i da je u 55 % uzoraka sadržaj bio veći od maksimalno dozvoljenih koncentracija za poljoprivredna zemljišta.

U uglju i pepelu, Cr može biti prisutan u različitim oksidativnim stanjima, od čega zavisi njegova mobilnost (Izquierdo & Querol, 2012). U većini bituminoznih (kiselih) ugljeva Cr je prvenstveno prisutan u trovalentnom oksidativnom stanju (Cr^{-3}), u kome je manje rastvorljiv, te je i njegova štetnost po ljudsko zdravlje manja, dok je šesterovalentni hrom u ovim ugljevima malo zastupljen (<5 %) (Huggins et al., 1999; Goodarzi et al., 2008). Šesterovalentni hrom (Cr^{-6}) koji se u uglju i pepelu javlja u vidu hromata i dihromata, izrazito je rastvorljiv u vodenoj sredini i poznat je po izuzetno karcinogenim svojstvima (Huggins & Huffman, 2004). Kod lignita Cr je najviše vezan u organskoj frakciji (Ruppert et al., 1996), tako da tokom sagorevanja uglja pokazuje veću isparljivost i taloženje na česticama pepela u vidu rastvorljivih hromata (Izquierdo & Querol, 2012). Alkalni i oksidativni uslovi pogoduju obrazovanju hromata i većoj rastvorljivosti Cr (Slika 146). Dubikova et al. (2006) ukazuje na povećanu rastvorljivost Cr u alkalnim pepelima sa tendencijom porasta sa povećanjem pH. Najmanja rastvorljivost Cr je pri neutralnoj reakciji pepela (0.02 µg/g), a maksimalna pri pH od 8

- 12 (oko 5 $\mu\text{g/g}$). U prisustvu mangan oksida dolazi od oksidacije Cr^{-3} u Cr^{-6} , što takođe povećava rastvorljivost Cr (Kim & Dixon, 2002). Ipak kod većine zemljišta u prirodnim uslovima Cr se najčešće javlja u svom trovalentnim obliku (Mukherjee, 1998). Njegovo ponašanje u zemljištu modifikovano je prisustvom organske materije koja stimuliše redukciju Cr^{-6} u Cr^{-3} , na čiji stepen utiču mnogi zemljišni parametri, a najviše smanjenje pH supstrata (Wittbrodt & Palmer, 1996). Ova osobina Cr da se u normalnim zemljišnim uslovima lako redukuje iz rastvorljivog Cr^{-6} u nerastvorljivi Cr^{-3} od velikog je značaja jer se na taj način smanjuje količina Cr dostupnog biljkama

Prosečan sadržaj bioraspoložive DTPA - frakcije Cr na lagunama deponije pepela 'TENT A', kao i njegova mobilnost, smanjivao se od L0 (0.17 $\mu\text{g/g}$), preko L1 (0.03 $\mu\text{g/g}$) do L2 (0.03 $\mu\text{g/g}$), pri čemu je na sve tri lagune bio veći od sadržaja ove frakcije Cr u zemljištu na kontrolnim staništima (Tabela 25), iako je ukupni sadržaj Cr na K2 bio u opsegu kritičnih vrednosti za zemljišta (Alloway, 1990, Tabela 73). Na smanjivanje sadržaja biološki dostupnog Cr na lagunama deponije 'TENT A' tokom vremena, uticalo je kako smanjenje njegove ukupne količine, tako i smanjenje pH i povećanje sadržaja organske materija, što je uslovalo redukciju izvesne količine Cr u manje rastvoran Cr^{-3} .

Nikal (Ni)

Na aktivnoj laguni L0, prosečni ukupni sadržaj Ni (143.74 $\mu\text{g/g}$) u pepelu, bio je u opsegu kritičnih vrednosti (Alloway, 1990, Tabela 73). Za razliku od rezultata Popović et al. (2001), istraživanja u ovoj studiji nisu pokazala smanjenje sadržaja Ni tokom hidrauličnog transporta, već kasnije tokom deponovanja na pasivnim lagunama L1 i L2 (L1, 69.79 $\mu\text{g/g}$; L2, 87.19 $\mu\text{g/g}$), gde je sadržaj bio veći od opsega prosečnih vrednosti za sadržaj Ni u zemljištima peskovitog do praškasto-ilovastog sastava (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 73). Popović et al. (2002) su u pepelu aktivne lagune deponije pepela 'TENT A', izmerili od 55.42 - 85.73 $\mu\text{g/g}$, a u pepelu pasivne lagune od 56.33 - 77.84 $\mu\text{g/g}$ Ni. Životić et al. (2012), su u obodnim delovima pasivne lagune L1 izmerili od 61.2 - 94.5 $\mu\text{g/g}$, a u centralnim delovima od 59.4 - 157.0 $\mu\text{g/g}$ Ni, a istraživanja Maksimović et al. (2008), od 38 - 93 $\mu\text{g/g}$ u pepelu starosti osam godina. Rastvorljivost Ni je značajno osetljiva na promenu kiselosti, a najniža je pri pH od 8 - 10 i raste sa povećanjem kiselosti (Slika 146). pH od 8.03 na aktivnoj laguni smanjivala se tokom

vremena što je uslovalo izluživanje Ni i smanjenje njegovog ukupnog sadržaja na pasivnim lagunama. Trend promene rastvorljivosti Ni sa promenom pH može biti modifikovan njegovom različitom distribucijom između magnetne i silikatne frakcije pepela tokom sagorevanja uglja (Izquierdo et al. (2012). Iako je po nekim studijama niklom više obogaćena magnetna (Kukier et al., 2003), a po nekim silikatna frakcija pepela (Kim & Kazonich, 2004), sve su saglasne da je najveća količina izluženog Ni poreklom iz silikatne frakcije pepela. Na kontrolnom staništu K1 prosečan ukupni sadržaj Ni od 106.42 $\mu\text{g/g}$ bio je opsegu kritičnih vrednosti (Alloway, 1990; Tabela 73), dok je na K2 bio veći od opsega prosečnih vrednosti za sadržaj Ni u zemljištima peskovitog do praškasto-ilovastog sastava (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 73). Sikirić et al. (2010) su u zemljištu u dolini reke Kolubare, na mestima koja su bila izloženija zagađenju, u površinskom sloju zemljišta utvrdili da se sadržaj Ni kretao od 38 - 192 $\mu\text{g/g}$, odnosno da je u 93 % uzoraka sadržaj bio veći od maksimalno dozvoljenih koncentracija za poljoprivredna zemljišta (<50 $\mu\text{g/g}$).

Prosečni bioraspoloživi DTPA - sadržaj Ni kao i njegova mobilnost na lagunama deponije 'TENT A', povećavali su se tokom vremena sa smanjenjem pH, ali je na sve tri lagune bio manji u odnosu na sadržaj ove frakcije Ni u zemljištu kontrolnih staništa (Tabela 25). Zemljišta bogatija frakcijom gline (kao što je stanište K1) karakteriše veći sadržaj Ni, koji se u zavisnosti od tipa zemljišta distribuira između organske materije, amorfnih oksida i čestica gline (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). U zemljištima sa većim sadržajem organske materije Ni je u površinskim slojevima prisutan u vidu organski vezanih formi od kojih deo mogu biti lako rastvorljivi helati (Bloomfield, 1981). Po Bloomfield (1981), organska materija mobilise Ni iz karbonata i oksida i smanjuje sorpciju Ni na česticama gline obrazujući organske ligande u kojima Ni nije tako čvrsto vezan, što ga u zemljištima sa većim sadržajem organske materije čini veoma mobilnim.

Kanonijska diskriminaciona analiza je pokazala da se pepeo na pasivnim lagunama deponije pepela 'TENT A', na kojima se odvija proces revitalizacije, od zemljišta na kontrolnim staništima najviše razdvajao na osnovu većeg ukupnog sadržaja Cu i B i manjeg ukupnog sadržaja Zn i Mn, kao i veće DTPA-frakcije bioraspoloživog As i B i manje DTPA-frakcije bioraspoloživog Zn i Mn.

Odlika alkalnih pepela, kao što je pepeo sa deponije pepela 'TENT A', je da se odlikuju većim sadržajem bioraspoloživih oblika As, B, Mo i Se (Dellantonio et al., 2008). Veći sadržaj bioraspoložive DTPA-frakcije As i B na pasivnim lagunama deponije pepela 'TENT A' može se veoma nepovoljno odraziti na biljke koje na njima rastu, s obzirom da su ovi elementi veoma lako dostupni biljkama i da ih biljke akumuliraju u svojim tkivima (Townsend & Hodgson, 1973; Hodgson & Buckley, 1975; Adriano et al., 1980; El-Mogazi et al., 1988; Singh et al., 1997; Rai et al., 2000; Mitrović et al., 2008).

6.2. FLORISTIČKA I FITOCENOLOŠKA ISTRAŽIVANJA

Uništavanjem biljnog pokrivača, usled delovanja prirodnih faktora ili destruktivnog delovanja antropogenog faktora, u prirodi se stvara 'gap', prazan prostor na kome se otvara mogućnost za formiranje nove zajednice. Proces formiranja biljnih zajednica na praznom prostoru odvija se imigracijom biljaka iz okolnih, očuvanih zajednica (primarna sukcesija), iz prisutne banke semena i drugih organa biljaka (sekundarna sukcesija) ili na oba načina (mešani tip sukcesije) (Willmans, 1985; Đorđević-Miloradović, 1998). Međutim, uspostavljanje vegetacije na deponijama pepela limitirano je iz više razloga i bez intervencije čoveka se odvija veoma sporo (Chu 2008). Pepeo je supstrat potpuno lišen bilo kakvog oblika života (on ne raspolaže 'bankom semena'), pa njegovim deponovanjem nastaju biološki prazni prostori (Shaw, 1996 b). On se odlikuje veoma nepovoljnim hemijskim i fizičkim karakteristikama odnosno nedostatkom esencijalnih hemijskih elemenata (uglavnom azota i fosfora), visokim koncentracijama rastvornih soli, visokim sadržajem bora i nekih potencijalno toksičnih hemijskih elemenata usled visokih vrednosti pH i stvaranjem kompaktnih cementnih slojeva koji sprečavaju ukorenjavanje biljaka (Hearing & Daniels, 1991; Carlson & Adriano 1993; Haynes, 2009). Tokom vremena, neki od fitotoksičnih elemenata se ispiraju iz zone ukorenjavanja (Khandkar et al. 1993), čime se stvaraju povoljniji uslovi za kolonizaciju biljaka. Tako je na primer prostor deponije pepela u Hong Kongu, dve godine posle prestanka istakanja pepela, kolonizovalo samo nekoliko vrsta biljaka, stvarajući izolovane populacije dok je veći deo lagune bio bez biljnog

pokrivača. Od jedanaest vrsta biljaka tri su bile iz familije *Poaceae*, tri iz familije *Asteraceae*, a samo je jedna bila drvenasta (*Tamarix chinensis* Lour.) (Chu 2008). Istraživanje spontane kolonizacije deponije pepela termoelektrane 'TE-KO Kostolac' pokazalo je da je prostor deponije u prvoj godini kolonizovalo 26 biljnih vrsta, a u trećoj godini 42 vrste (Đorđević-Miloradović, 1998). Na deponiji staroj dvadeset godina utvrđena je spontano razvijena vrbovo - topolova šuma sa preovladjujućim vrstama drveća *Populus alba* L., *P. nigra* L. i *Salix alba* L., a u prizemnom spratu biljaka su dominirale *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth., *Phragmites communis* Trin., *Genista ovata* Waldst. & Kit. i *Ajuga chamaepitys* L. Schreb. (Đorđević-Miloradović et al., 2012).

Razvojem vegetacije pospešuje se akumulacija ugljenika, azota i drugih esencijalnih makro i mikro elemenata čime se stvaraju uslovi za dalju kolonizaciju novih vrsta (Frouz et al., 2008; Walker & del Moral, 2009). Tokom sukcesije sastav i struktura vegetacije se menjaju, što dovodi do daljeg poboljšanja edafskih uslova i pomaže dalji razvoj vegetacije (Iserman, 2005). Ipak, obrazovanje zemljišta i uspostavljanje šumske vegetacije na deponijama pepela je dugotrajan proces, tako je na primer za formiranje brezovo/vrbove šume na deponiji pepela u Engleskoj, bilo je potrebno oko 30-50 godina (Shaw 1992).

Da bi se ubrzala kolonizacija ovakvih staništa u svetu se nakon prestanka rada termoelektrane, kao jedna od uobičajenih tehnika primanjuje prekrivanje deponije plodnim zemljištem (>10 cm) sa okolnog prostora (Shaw 2009). Takvo zemljište raspolaže 'bankom semena' koje biljke sa okolnih područja proizvode i koje godinama može da zadrži sposobnost klijanja. Jeftinija alternativa ovoj metodi je dodavanje relativno manje količine zemljišta na mestima na kojima se vrši sadnja izabranih vrsta biljaka (Luken 1990; Gilbert & Andersen 2004), dok se ostatak takve površine ostavlja za dalju prirodnu kolonizaciju. Martinez-Ruiz i Fernandez-Santos (2005) su na jalovištu rudnika ispitali kako dodavanje lokalnog zemljišta utiče na kolonizaciju biljaka i utvrdili su da su brzina kolonizacije i diverzitet biljnog pokrivača povećani, ali da nije bilo uticaja na prirodni tok sukcesije. S obzirom da se na deponiji pepela 'TENT A' u Obrenovcu vrši periodično istakanje pepela u lagune sa već formiranim vegetativnim prekrivačem, čime se višegodišnja sukcesija vegetacije poništava, i proces formiranja vegetacije na biološki prazanom prostoru počinje od početka, tehnika prekrivanja

deponije zemljištem nije ekonomski opravdana. Radi bržeg uspostavljanja biljnog pokrivača, kao alternativa, na deponiji pepela 'TENT A' se vrši setva travno-leguminoznom mešavinom i sadnja drvenastih vrsta direktno na pepelu, uz primenu agrotehničkih mera (Pivić et al., 2007). Postupak direktne setve na pepeo, zbog čestih neuspeha (Mulhern et al., 1989) ili delimičnih uspeha samo u slučaju dodavanja đubriva (Duggan & Scanlon, 1974), u svetu se veoma retko primenjuje, i za njegov uspeh od presudnog značaja je izbor biljnih vrsta (Pavlović et al., 2004; Haynes, 2009). Meliorativna mešavina trava formirana je od vrsta tolerantnih u pogledu hemijskog sastava pepela i nepovoljnog vodno - vazdušnog režima supstrata (Pivić et al. 2007), dok su drvenaste vrste koje su korišćene u procesu revitalizacije deponije izabrane na osnovu dugogodišnjih istraživanja o mogućnostima pošumljavanja površina deponija pepela (Simić et al., 1980) i uvedene su u redovnu praksu.

Floristička i fitocenološka istraživanja na pasivnim lagunama deponije pepela 'TENT A' izvršena su tokom 2009. godine, u trećoj godini posle setve smeše trava i leguminoza na L1, jedanaestoj godini posle setve trava na L2 i devetoj godini posle sadnje reznica tamariksa na L2. Na deponiji je zabeleženo ukupno 122 vrste biljaka raspoređene u 38 familija od kojih su najbrojnije *Asteraceae* (32 vrste), *Fabaceae* (13 vrsta), *Poaceae* (11 vrsta), *Brassicaceae* (7 vrsta), *Chenopodiaceae* (3 vrste). Navedene familije često dominiraju na različitim tipovima deponija (Hodgson & Townsend, 1973; Kullu & Behera, 2011). Na nasipu L1 zabeleženo je 56 vrsta biljaka, na nasipu L2 zabeleženo je 79 vrsta, na unutrašnjem delu L1 62 vrste, a na unutrašnjem delu L2 87 vrsta biljaka, što pokazuje da se broj biljnih vrsta sa starenjem pepela povećava. Od vrsta koje su korišćene u procesu revitalizacije na nasipu L1, nestala je jedna vrsta (*Lolium multiflorum* L.), na nasipu L2 zadržale su se sve sejane vrste, na ravnom delu L1 nestale su dve vrste (*Arrhenatherum elatius* (L.) P. Beauv. ex J. Presl & C. Presl i *Secale cereale* L.), dok su na ravnom delu L2 nestale tri vrste (*Arrhenatherum elatius* (L.) P. Beauv. ex J. Presl & C. Presl, *Lolium multiflorum* L. i *Secale cereale* L.). Od korišćenih vrsta na nasipu L1, *Festuca rubra* L. (IV³⁻⁷) i *Medicago sativa* L. (IV²⁻⁵) su bile prisutne u najvećem broju fitocenoloških snimaka, dok su na nasipu L2 bile znatno manje prisutne i javljale su se u 0 – 20 % snimaka. Na unutrašnjem delu L1 posle tri godine, od sejanih vrsta dominirale su takođe *Festuca rubra* L. (V²⁻⁹) i *Medicago sativa* L. (V²⁻⁸), da bi se na unutrašnjem delu lagune L2 jedanaest godina posle setve one javljale u dosta

manjem broju snimaka (crveni vijuk u 40-60%, III³⁻⁸, a lucerka u 0-10%, I²⁻⁵). U unutrašnjosti L2 od sađenih vrsta dominirao je tamariks (V²⁻⁸). Istraživanja Dražić et al. (1997), na deponiji pepela 'TENT A' izvršena pet godina posle setve travne mešavine su pokazala da *Secale cereale* L. nestaje nakon druge godine, a da je *Festuca rubra* L. u šestoj godini dominantna trava, dok *Arrhenatherum elatius* (L.) P. Beauv. ex J. Presl & C. Presl i *Lolium multiflorum* L. nestaju. Ova istraživanja su takođe pokazala da *Lotus corniculatus* L. nestaje, dok *Medicago sativa* L. posle šeste godine postaje dominantna leguminoza na deponiji. Za to vreme tamariks je prisutan u nepromenjenom broju. Prisustvo lucerke i njena dominacija na L1 potvrđuju da se biljke azotofiksatori bolje adaptiraju na uslove visokog saliniteta, posebno visokog sadržaja borovih soli koji vladaju na deponiji u ranim fazama sukcesije (Hodgson & Townsend, 1973; Bradshaw & Chadwick, 1980; Kullu & Behera, 2011). Đurđević et al. (2006), su pokazali da su sedam godina od početka rekultivacionog procesa na laguni deponije pepela 'TENT A' od sađenih biljnih vrsta prisutne tamariks, *Festuca rubra* L., *Spirea van-houttei* (Briot) Zabel, *Lotus corniculatus* L. i *Medicago sativa* L., dok su Mitrović et al. (2008) posle pet i trinaest godina od sejanih/sađenih vrsta na deponiji pepela 'TENT A' utvrdili značajno prisustvo vrsta *Festuca rubra* L. i *Tamarix tetrandra* Pall. Istraživanja Alday et al. (2012), koja su se bavila razvojem vegetacije tokom šest godina sukcesije na površinskom kopu rudnika uglja u severnoj Španiji pokazala su da je od deset sejanih vrsta (*Festuca* spp., *Avena sativa* L., *Secale cereale* L., *Lolium perenne* L., *Phleum pratense* L., *Poa pratensis* L., *Trifolium pratense* L., *Lotus corniculatus* L., *Medicago sativa* L. i *T. repens* L.) u u trećoj godini posle setve prisutno svih deset vrsta, ali da pokrivaju manju površinu. Istovremeno je primećena pojava novih 77 biljnih vrsta, čija se pokrovnost povećava kako sukcesija napreduje.

Na svim delovima deponije pepela 'TENT A', nasipima i unutrašnjim delovima laguna, pored sejanih vrsta primećena je pojava kolonizovanih vrsta čiji se broj povećavao tokom vremena, ali primećeno je i nestajanje ili smanjivanje brojnosti kako sađenih, tako i spontano pridošlih vrsta. Sejane/sađene vrste su uticale na stvaranje boljih uslova za dalje spontano naseljavanje drugih vrsta biljaka ali i pored početnog ubrzanja kolonizacije, zadržao se prirodni tok sukcesije. Od ukupno 122 biljne vrste koje su zabeležene na deponiji pepela 'TENT A', spontano je pridošlo na nasipu L1 46 vrsta biljaka, na nasipu L2, 68 vrsta biljaka, na unutrašnjem delu L1 54 vrste biljaka, a

na unutrašnjem delu L2, 79 vrsta biljaka. Primećeno je da se sa starenjem pepela povećava i diverzitet biljnih vrsta tako da je na ravnom delu L2 zabeleženo 25 vrsta koje su prisutne samo na ovoj laguni, u odnosu na 6 vrsta koje su zabeležene samo u unutrašnjosti L1. Od kolonizovanih vrsta u najvećem broju snimaka na laguni L1, zabeležen je *Erigeron canadensis* L. iz familije *Asteraceae* (IV²⁻⁹), dok je na laguni L2 to bio *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth. iz familije *Poaceae* (V²⁻⁹).

Kolonizacija različitih staništa teče kroz nekoliko faza. U prvoj (inicijalnoj fazi), dominantnu grupu čine jednogodišnje zeljaste biljke, koje se odlikuju kratkim životnim ciklusom, brzim rastom, velikom produkcijom semena. U takve vrste se ubrajaju *Erigeron canadensis* L., *Chenopodium album* L. i *Chenopodium botrys* L. Za *Erigeron canadensis* L. kao i sve biljke iz familije *Asteraceae*, bile jednogodišnje ili višegodišnje, karakteristično je anemohorno rasejavanje semena na velike distance zahvaljujući papusu koji ih poput padobrana nosi daleko od roditeljske biljke, dok je za *Chenopodium album* L. karakteristična velika produkcija semena, čak do 100 000 semena (Harper, 1967, Đorđević-Miloradović, 1998) što ove vrste svrstava u grupu veoma važnih kolonizatora. U prvoj fazi kolonizacije, u uslovima povišenog saliniteta, prisutne su halofitne vrsta biljaka kao što je *Salsola kali* L. i vrste iz familije *Chenopodiaceae*, koje u kasnijim fazama sa ispiranjem soli bivaju potisnute i zamenjene vrstama karakterističnim za travno - leguminozno - ruderalne zajednice (Shaw, 2009). Ove vrste se sa većim stepenom prisutnosti u fitocenološkim snimcima i većom pokrovnošću javljaju na L1 (Tabela 26), što ukazuje da se ova laguna nalazi u ranoj fazi sukcesije. Prisustvo *Erigeron canadensis* L., kao kodominantne vrste u prvim fazama sukcesije na deponiji pepela u Tenesiju zapazio je i Gonsoulin (1975). U ranoj ili srednjoj fazi sukcesije, pre invazije pravih polikarpnih višegodišnjih biljaka, pojavljuju se višegodišnje monokarpne zeljaste vrste (*Oenothera biennis* L., *Daucus carota* L., *Tragopogon dubius* Scop., *Pastinaca sativa* L. i druge). One na deponiju stižu pojedinačno, kao inicijalne individue i odlikuju se životnim ciklusom od nekoliko godina, ali cvetaju i plodonose jednom, produkujući veliku količinu semena. One su na deponiji pepela 'TENT A' prisutne na obe lagune, pri čemu je stepen prisutnosti u fitocenološkim snimcima i pokrovnost veća na L2 u odnosu na L1. Ove vrste su konstantno prisutne tokom sukcesije i na deponiji pepela termoelektrane 'TE-KO Kostolac', pri čemu se njihova brojnost povećavala sa vremenom. Nakupljajući

asimilate u jesen, u rozeti listova (*Oenothera biennis* L.) ili u korenu (*Daucus carota* L.), ove biljke zauzimaju prostor i stižu prednost u njegovom korišćenju naredne godine (Đorđević-Miloradović. 1998). Na deponiji termoelektrane Drax u Jorkširu, takođe je primećena sukcesija od halofitnih vrsta ka ruderalnim vrstama u kojoj su dominirale leguminoze i trave, kao i *Oenothera biennis* L., što je dovedeno u vezu sa smanjenjem saliniteta odnosno koncentracije soli B (Shaw, 1996 a). Treću grupu biljaka koje naseljavaju deponiju pepela čine višegodišnje polikarpne zeljaste biljke, za koje se nakad smatralo da se pojavljuju u kasnijim fazama sukcesije, ali su Đorđević-Miloradović i Stevanović (1996), zapazili ranu pojavu ovih biljaka na deponijama termoelektrana. Ove biljke se razmnožavaju semenom i iz vegetativnih organa (rizomi, stoloni, lukovice, krtole). One po obodu praznih prostora prodiru vegetativno, a u centralnim delovima se šire iz semena (Đorđević-Miloradović, 1998). Na deponiji pepela 'TENT A' vrsta *Calamagrostis epigejos* L. je konstatovana na nasipu (I²⁻⁵) i obodu ravnog dela L1 (I⁵), dok je na L2 na nasipu (II²⁻⁸), a naročito u unutrašnjosti (V²⁻⁹), pokazala tendenciju širenja i osvajanja prostora, pa je u unutrašnjem delu L2 uočena njena dominacija. Dominacija *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth. na laguni L2 staroj jedanaest godina pokazuje da su trave sposobne da dominiraju ovim staništem, ali tek nakon obogaćivanja supstrata delovanjem leguminoza koje su azotofiksatori. Dominaciju vrste *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth. u kasnijim fazama kolonizacije pepelišta uočili smo u našim ranijim istraživanjima i ukazali na njenu energičnu kolonizaciju pepela i mogućnost korišćenja u procesu revitalizacije deponije (Mitrović et al., 2008).

Mulhern et al. (1989) su ustanovili da zeljaste biljke na pepelu rastu bolje od drvenastih. Ipak Hodgson & Townsend (1973), su primetili da drvenaste vrste iz rodova *Robinia*, *Alnus*, *Eleagnus*, *Gleditsia*, *Ceanothus*, *Colutea* i *Hippophae*, zahvaljujući svojoj sposobnosti da usvajaju atmosferski azot mogu da budu relativno tolerantne na uslove koji vladaju na deponijama pepela. S obzirom da su deponije pepela inicijalno biološki prazni prostori, pojava klijanaca drveća zavisi od brzine dospevanja semena koja se rasprostiru anemohorno iz okolnih prirodnih ili veštačkih šumskih zajednica, kao i od veličine tog praznog prostora (Đorđević-Miloradović, 1998). Kullu & Behera (2011), analizirajući sukcesiju vegetacije na deponiji u Indiji, utvrdili su pojavu drvenastih vrsta tek u trećoj godini od početka sukcesije. Zaključili su da inicijalno

kolonizovane zeljaste vrste poboljšavaju nepovoljne početne uslove koji na deponiji vladaju i na taj način pomažu kolonizaciju drvenastih vrsta. Na deponiji rudnika uglja Tikak u Asamu, Hazarika et al. (2006) su prisustvo drvenastih vrsta zabeležili tek u petoj godini od početka sukcesije. Na deponiji termoelektane 'TE-KO Kostolac' Đorđević-Miloradović (1998), su primetili pojavu klijanaca drveća (*Populus nigra* L., *Populus alba* L., *Salix alba* L., *Acer pseudoplatanus* L. i *Fraxinus angustifolia* Vahl) već u prvim fazama sukcesije, ali sa malim stepenom preživljavanja. U kasnijim fazama drveće se odlikovalo povećanim i učestalim klijanjem. Mladice su bile u različitim stepenima razvoja, pri čemu se njihova snaga u preuzimanju dominantne pozicije u zajednici u kasnijoj fazi sukcesije nije sastojala u njihovoj brojnosti već u sposobnosti da sa uspehom preživljavaju i rastu u kasnijim uzrasnim stupnjevima i neprekidnoj sposobnosti da tokom sezone rastenja povećavaju produkciju biomase u količinama koje su neuporedivo veće od količine biomase u populacijama sa drugačijim životnim ciklusom (Đorđević- Miloradović, 1998). Na deponiji pepela 'TENT A', od ukupnog broja zabeleženih biljnih vrsta, drvenaste vrste su činile 11.5 %, odnosno zabeleženo je prisustvo 14 drvenastih vrsta. Na nasipu L1 konstatovano je osam, nasipu L2 trinaest, unutrašnjosti L1 četiri i unutrašnjosti L2 devet vrsta, što nam govori da se sa starenjem pepela povećavao broj drvenastih vrsta koje su kolonizovale ovaj prostor. Sadnja drvenastih vrsta u unutrašnjosti pasivnih laguna i to samo vrste *Tamarix tetrandra* Pall. izvršena je na laguni L2 tokom 2000. godine, tako da je prisustvo drugih drvenastih vrsta u unutrašnjosti pasivnih laguna rezultat širenja tih vrsta sa nasipa na kojima su sadene ili su se spontano naselile sa okolnih staništa. Veći broj drvenastih vrsta na nasipima u odnosu na unutrašnjost laguna ukazuje da one najpre osvajaju nasipe koji su zbog svog istaknutog položaja najviše izloženi naletu semena. Prodiranje drvenastih biljaka sa nasipa ka unutrašnjosti lagune, kao i veći broj individua na periferiji u odnosu na centar lagune, može biti povezano sa karakteristikama pepela, uslovljenim načinom istakanja pepela u lagunu (Brown & Ray, 1983; Životić et al., 2012). Od periferije ka centru lagune po rastućem gradijentu se menja sadržaj soli i potencijalno toksičnih hemijskih elemenata (Fulekar & Dave, 1986; Asokan et al., 2004), a smanjuje sadržaj sekundarnih metabolita biljaka koji predstavljaju prekursore za potencijalno formiranje humusa (Đorđević et al., 2006). Po istom gradijentu menja se i veličina čestica pepela

tako da se krupnije frakcije talože na periferiji lagune a finije u centru lagune (Životić et al., 2012), što utiče na osobine vodnog režima (Carlson and Adriano 1991).

Od drvenastih vrsta prisutnih na deponiji pepela 'TENT A' najveću invazivnu sposobnost su pokazale spontano kolonizovane vrste *Amorpha fruticosa* L. i *Populus alba* L. (Tabela 27). Na unutrašnjem delu L2 ove vrste su prisutne u većem broju fitocenoloških snimaka i sa većom brojnošću u odnosu na unutrašnji deo L1. Na osnovu istraživanja Đorđević-Miloradović (1998) na deponiji termoelektrane 'Kolubara A', *Populus alba* L. je zajedno sa *Populus nigra* L., *Salix alba* L. i *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth. svrstana u vrste sa najvećom invazivnom sposobnošću.

6.3. SADRŽAJ HEMIJSKIH ELEMENATA U KORENU I LISTOVIMA ISPITIVANIH VRSTA BILJAKA

Smatra se da je za nesmetan rast biljaka neophodno sedamnaest esencijalnih elemenata (C,H, O, N, S, P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn, B, Mo, Cl i Ni) (Barceló & Poschenrieder, 2003). Pored esencijalnih makro nutrijenata (P, K, Ca i S) i mikronutrijenata (Fe, Cu, Zn, Mn, Ni, Co, B i Mo), koji su neophodni za normalan rast biljaka i učestvuju u redukcionim reakcijama, elektronskom transportu i ostalim važnim metaboličkim procesima biljaka, leteći pepeo sadrži i brojne toksične elemente, kao što su As, Cd, Pb, Cr i Se (Adriano et al., 1980; Rautaray et al., 2003). U većini slučajeva pepeo se odlikuje nedostatkom najvažnijih makronutrijenata, dok se koncentracija mikronutrijenata i teških metala u letećem pepelu često nalazi izvan normalnog opsega prosečnih koncentracija za te elemente u zemljištu (Tabela 73). S obzirom da se pod stresom podrazumevaju sve promene u životnoj sredini koje narušavaju normalno funkcionisanje, može reći da su i biljke, koje žive u uslovima nedostatka esencijalnih nutrijenata i prekomerne količine potencijalno toksičnih ili štetnih elemenata, izložene stresu (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Ovakvi uslovi mogu da dovedu do pojave simptoma deficita i toksičnosti u tkivima biljaka koje rastu na ovakvim supstratima i da izazovu različite fiziološke i biohemijske promene i inhibiraju njihov rast (Tabela 74).

Mnoga istraživanja su pokazala da su koncentracije As, B, Cu, Fe, Mo, Cr, Ni, Pb, V i Zn povećane, a koncentracije N, K, Ca, Mg, S, Fe, Ni, Mn i Zn smanjene, u tkivima

biljaka koje rastu na alkalnom pepelu ili zemljištu obogaćenom alkalnim pepelom (McMinn et al., 1982, Elsewi & Page, 1984; Carlson & Adriano, 1991; Kalra et al., 1998; Bi et al., 2003; Rai et al., 2004 a; Pavlović et al., 2004; Mitrović et al., 2008; Chaudhary et al., 2009). Prekomerne koncentracije mikroelemenata su toksične za biljku i vode ka inhibiciji rasta, smanjenju biomase i sušenju biljke (Zenk, 1996).

Tabela 74. Opseg normalnog, deficitarnog i prekomernog ili toksičnog sadržaja ispitivanih hemijskih elemenata u listovima različitih biljnih vrsta

Element [ppm]	Deficit ^a	Normalan sadržaj ^a	Prekomeran ili toksičan sadržaj ^a
As	-	1-1.7	5-20
B	3-30	10-100	50-200
Cu	2-5	5-30	20-100
Zn	10-20	27-150	100-400
Mn	10-30	30-300	400-1000
Mo	0.1-0.3	0.2-5	10-50
Se	-	0.01-2	5-30
Cr	-	0.1-0.5	5-30
Ni	-	0.1-5	10-100

(^aKabata-Pendias & Pendias, 2001)

U svom prirodnom okruženju, da bi opstale u promenljivim fizičkim i hemijskim zemljišnim uslovima biljke su razvile različite adaptacione mehanizame koji im omogućavaju da tolerišu toksične koncentracije hemijskih elemenata pre svega teških metala u supstratu, kroz dve osnovne strategije, koje se zasnivaju na mehanizmima akumulacije (biljke akumulatori) i isključivanja (biljke ekskluderi) (Baker & Walker, 1990; Baker et al., 2000). Biljke akumulatori su u stanju da tolerišu visoke koncentracije mikroelemenata u svojim tkivima i da ih usvajaju čak i pri niskim koncentracijama tih elemenata u supstratu. Zahvaljujući razvoju unutrašnjih mehanizama (kompleksacije, kompartmentizacije, depozicije) biljke su sposobne da iz supstrata ekstrahuju i tolerišu mikroelemente čije koncentracije u listovima premašuju koncentraciju u supstratu (BCF>1) i korenu (TF>1) (Barceló & Poschenrieder, 2003; Ernst, 2006). U slučaju biljaka hiperakumulatora ove koncentracije mogu biti i do 100 puta veće u odnosu na koncentracije u biljkama neakumulatorima odnosno ekskluderima (Chaney et al., 1997; Salt et al., 1998; Raskin & Ensley, 2000; Rotkittikhun et al., 2006). Biljke akumulatori

su značajne za tehnološke procese fitoekstrakcije, dok se biljke hiperakumulatori zahvaljujući energetski zahtevnim mehanizmima tolerancije na metale odlikuju veoma sporim rastom i malom biomasom, pa je i njihov fitoekstrakcioni potencijal manji (Chaney, 1983). U uslovima visokih koncentracija hemijskih elemenata u supstratu, biljke ekskluderi usvajaju niske koncentracije ovih elemenata, njihovim aktivnim isključivanjem na nivou korena. Kod ovakvih biljaka mehanizmi adaptacije se zasnivaju na: smanjenom usvajanju toksičnih hemijskih elemenata njihovom imobilizacijom u rizosferi lučenjem eksudata korena (Blaylock & Huang, 2000) i skladištenju usvojenih elemenata u ćelijskim zidovima i vakuolama ćelija korena zahvaljujući čemu je translokacija u nadzemne delove biljke mala (Baker & Walker, 1990; Khan, 2001; Barceló & Poschenrieder, 2003; Pulford & Watson, 2003). Kod biljaka ekskludera, BCF u korenu može biti veći ili manji od 1, ali TF mora uvek biti manji od 1. Smatra se da su najtolerantnije vrste biljaka one koje u odnosu na ukupan sadržaj u supstratu usvajaju i translociraju najmanje količine toksičnih elemenata ($BCF < 1$; $TF < 1$) (Liu et al., 2004). Za remedijaciju veoma velikih i veoma kontaminiranih površina, gde je utvrđeno prisustvo većeg broja kontaminirajućih hemijskih elemenata, primenjuju se tehnološki postupci fitostabilizacije i fitorestauracije (revitalizacije) gde veći značaj ima izbor vrsta biljaka čija je adaptivna strategija zasnovana na isključivanju, odnosno biljke ekskluderi (Martens et al., 2004; Baycu et al., 2006; Pourrut et al., 2011; Pandey, 2012). Primena biljaka akumulatora na ovakvim staništima omogućila bi kruženje nepoželjnih mikroelemenata preko stelje u sistemu supstrat - biljka, čime bi se omogućilo njihovo širenje kroz ekosistem (Robinson et al., 2000; Martens et al., 2004). Biljke ekskluderi, imobilizujući kontaminirajuće elemente na i u korenu i u rizosferi, smanjuju njihovu mobilnost, ispiranje i ekotoksičnost, a efektivnim prekrivanjem supstrata sprečavaju premeštanje čestica i eroziju izazvanu vetrom i površinskim oticanjem vode (Vangrosveld et al., 2009). Glavna prednost drvenastih biljaka u odnosu na ostale biljke, koja ih čini pogodnim za procese fitoremedijacije je njihova velika podzemna i nadzemna biomasa i brz rast (Pulford & Watson, 2003; Sebastiani et al., 2004).

Istraživanja u ovom radu su podrazumevala utvrđivanje sadržaja As, B, Cu, Zn, Mn, Mo, Se, Cr i Ni u tkivu korena i lista ispitivanih drvenastih vrsta biljaka na pasivnim lagunama deponije pepela 'TENT A', od kojih su As, Se i Cr neesencijalni, a B, Cu, Zn, Mn, Mo i Ni esencijalni mikronutrijenti (Marschner, 1995; Kabata-Pendias & Prndias,

2001; Nagajyoti et al., 2010). Esencijalni mikronutrijenti predstavljaju ključne faktore za obavljanje mnogih metaboličkih procesa (respiracije, fotosinteze, fiksacije i asimilacije nekih glavnih nutrijenata), aktivacije enzima, transfera elektrona kao sastavni delovi metaloenzima (Cu, Zn, Mn), odbrani od mraza i suše (Cu, Mo, Mn, Zn) (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Na usvajanje hemijskih elemenata, pored njihova koncentracije u supstratu, vrste i biološke raspoloživosti, utiču i mnogi drugi faktori, poput pH, vlažnosti, kapaciteta apsorpcije, teksture, sadržaja organske materije, interakcije između elemenata, vrste i varijeteta biljke, starosti biljke, vegetacionog perioda (Adriano, 1986; Nagajyoti et al., 2010). U istim uslovima različite vrste biljaka usvajaju različite količine hemijskih elemenata, koje zatim mogu transportovati, konvertovati, skaladištiti i akumulirati i različitim ćelijama i tkivima (Filipović-Trajković et al., 2012). Toksično delovanje teških metala zavisi od njihovih hemijskih i fizičkih osobina i zasniva se na: obrazovanju reaktivnih vrsta kiseonika (ROS) autooksidacijom ili Fentonovom reakcijom, blokiranju esencijalnih funkcionalnih grupa biomolekula (proteina - inaktivacijom SH-grupe u enzimski aktivnim centrima i polinukleotida) i supstituciji esencijalnih katalitičkih jona drugim neodgovarajućim jonima (Mithöfer et al., 2004; Rai et al., 2004 b). Zbog toga je određivanje koncentracije i mobilnosti mikroelemenata u tkivima biljaka koje rastu na ovakvim kontaminiranim staništima značajno radi utvrđivanja specifičnog ponašanja različitih biljnih vrsta u takvoj sredini.

Na osnovu trofaktorske analize varijansi, uočili smo da su na razlike u sadržaju svih ispitivanih hemijskih elemenata u korenu i listu ispitivanih vrsta biljaka na lagunama deponije pepela 'TENT A', najveći uticaj imale varijable stanište i vrsta, dok je uticaj sezone bio manje izražen (Tabele 28, 38).

Arsen (As)

Arsen predstavlja neesencijalni hemijski element koji je prisutan u tkivima većine biljaka, ali njegova biohemijska uloga još uvek nije potpuno jasna. Na apsorpciju As od strane biljaka utiču mnogi faktori: vrsta biljaka, koncentracija i forme As u zemljištu, osobine zemljišta kao što su pH, sadržaj gline i prisustvo drugih jona (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Singh & Ma, 2007). Na osnovu jedne teorije, biljke As usvajaju pasivno, sa protokom vode kroz biljku, jer sadržaj As u biljnim tkivima pokazuje linearnu

zavisnost sa njegovim ukupnim i dostupnim sadržajem u supstratu (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Na osnovu druge teorije, As se od strane biljaka usvaja preko fosfatnog transportnog sistema (Dixon, 1997; Meharg & Hartley-Whitaker, 2002; Wang et al., 2002), tako da nedostatak fosfora u supstratu može da dovede do povećanog usvajanja As. Konkurentski odnosi između As i P prilikom vezivanja za adsorptivni kompleks, zbog njihove slične elektronske konfiguracije i hemijskih osobina, kod peskovitih zemljišta dovode do izmeštanja arsenata iz adsorptivnog kompleksa od strane fosfata i povećanja koncentracije arsenata u zemljišnom rastvoru (Smith et al., 2002). Biljke As najviše usvajaju u neorganskom obliku (Koch et al., 2000), u vidu arsenata (AsV), jer je on dominantna forma u većini zemljišta, ali i u obliku arsenita (AsIII). Arsenat kao hemijski analog fosfatima, u reakcijama oksidativne fosforilacije prilikom ATP sinteze, zauzima mesto fosfatima, narušavajući na taj način usvajanje, odnosno metabolizam fosfata (Terwelle & Slater, 1967). Arsenit koji se u biljkama vezuje za enzime i proteine, uzrokuje inhibiciju ćelijskih funkcija i njihovu smrt (Meharg & Hartley-Whitaker, 2002). Iako se arsenit smatra toksičnijim oblikom As od arsenata, oba neorganska oblika As su toksična za biljke, tako da se po Kabata-Pendias & Pendias (2001) samo sadržaj As od 1-1.7 $\mu\text{g/g}$, smatra normalnim, dok se sve preko 5 $\mu\text{g/g}$ smatra prekomernim i toksičnim sadržajem (Tabela 74). Kod većine biljaka As se najviše zadržava u korenu (Finnegen & Chen, 2012), dok je u nadzemnim vegetativnim delovima (listovima i stablima) sadržaj As niži (Walsh & Keeney, 1975; Carbonell-Barrachina et al., 1995; Carbonell-Barrachina et al., 1997), što može da ukaže da je jedan od oblika tolerantnosti biljaka na povećanu količinu As u supstratu zasnovan na principu isključivanja As na nivou korena (biljke ekskluderi). Kompleksacija As sa fitohelatinima i akumulacija u vakuolama, predstavlja još jedan efektivan mehanizam pomoću koga biljke tolerišu onaj deo As koji je transportovan u listove (Pickering et al., 2000). Veća translokacija As u nadzemne delove, kod biljaka akumulatora, naročito u stare listove (Thoresby & Thorton, 1979), čijim će se odbacivanjem biljka oslobađa prekomerne količine As, može se takođe smatrati mehanizmom tolerancije biljaka na ovaj element. Ipak, dugotrajna izloženost biljaka povećanim koncentracijama As, dovodi do oksidativnih oštećenja ćelijskih komponenti (Lushchak, 2011). Pored neorganskih oblika, biljke usvajaju As i u manje toksičnim organskim oblicima (monometil-As kisleina i dimetil-As kiselina) (Sachs & Michaels, 1971; Leep, 1981),

koje stvaraju zemljišni mikoroorganizmi i koji se za razliku od arsenata i arsenita značajnije translocira u nadzemne delove (Burlo et al., 1999).

Sadržaj As u korenu, ispitivanih vrsta biljaka bio je prilično stabilan na svim ispitivanim staništima, i iznosio je oko 5 µg/g (Tabela 75), odnosno bio je na granici toksičnosti (Kabata-Pendias & Pendias, 2001); Tabela 74). Na pasivnim lagunama deponije pepela 'TENT A', visok sadržaj As u korenu svih vrsta bio je rezultat njegove visoke ukupne i biološki dostupne količine u pepelu. Na kontrolnom staništu K1 na obali reke Kolubare, biljke su imale visok sadržaj As u korenu iako je na ovom staništu sadržaj ukupnog i biološki dostupnog As bio manji u odnosu na sadržaj na pasivnim lagunama 'TENT A'.

Zemljišta praškasto glinovitog sastava kakva su konstatovana na K1 odlikuju se visokim kapacitetom apsorpcije za fosfate, pa je sadržaj biološki dostupnog fosfora na ovom staništu mali. Da bi obezbedile dovoljno fosfora biljke indukuju povećanje gustine fosfatno/arsenatnih transportera na plazma membranama ćelija korena, koji u nedostatku fosfora transportuju As čiji se stepen usvajanja tada može povećati i do 2.5 puta (Wang et al., 2002). Na svim staništima sadržaj As u listovima ispitivanih vrsta biljaka bio je veći od normalnog, a kod bele topole na L2 i bagrema na L1 i L2 toksičan (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabele 74, 75). Ove dve vrste su pokazale najveći porast sadržaja As u listovima sa starenjem pepela i povećanjem njegovog bioraspoloživog sadržaja, ali i najveći porast tokom sezone na L2. Kod bagrenca, sadržaj As u listovima sa starenjem pepela se smanjivao.

Kod svih ispitivanih vrsta BCF u korenu i listu manji od 1 ukazuje da u uslovima povećane koncentracije As biljke samo absorbuju ali ne akumuliraju ovaj neesencijalni element u svojim tkivima. $TF < 1$ kod tamariksa i bagrenca govori da su efikasni mehanizmi vezivanja najveće količine As na nivou korena sprečili transport toksičnih koncentracija As u list i da ove vrste imaju potencijal u stabilizaciji supstrata opterećenog većim sadržajem As. Kod bele topole na L2 i bagrema na L1 i L2 u julu i septembru, odnosno kod starijih listova, $TF > 1$ ukazuje da ove dve vrste iako ne akumuliraju As u svojim tkivima ($BCF < 1$), veći deo usvojenog As transportuju u starije listove što može biti njihov način da se oslobode toksičnog sadržaja ovog elementa kroz jesenju depoziciju.

Tabela 75. Prosečan sadržaj mikroelemenata korenu i listovima ispitivanih vrsta biljaka na kontrolnom staništu i lagunama „TENT A“ starosti tri (L1) i jedanaest (L2) godina (■ - toksičan sadržaj, ■ - veći od prosečnog, ■ - deficit); translokacioni faktor (TF)

Hemijska analiza (µg/g)																		
Element	<i>Tamarix tetrandra</i>									<i>Amorpha fruticosa</i>								
	K			L1			L2			K			L1			L2		
	Koren	List	TF	Koren	List	TF	Koren	List	TF	Koren	List	TF	Koren	List	TF	Koren	List	TF
As	4.30	3.11	0.7	4.86	3.52	0.7	5.00	3.63	0.7	4.38	3.40	0.8	5.22	4.55	0.9	5.57	4.27	0.8
B	9.45	30.10	3.2	12.82	35.75	2.8	8.93	66.29	7.4	11.44	22.03	1.9	17.51	207.73	11.9	15.52	80.58	5.2
Cu	2.54	6.52	2.6	4.56	14.10	3.1	3.33	8.77	2.6	6.48	8.36	0.5	3.88	7.37	1.9	4.65	10.50	2.3
Zn	20.45	24.80	1.2	18.43	36.00	2.0	7.25	30.35	4.2	12.41	15.82	1.3	12.54	17.47	1.4	13.65	20.56	1.5
Mn	10.45	23.48	2.2	10.00	44.70	4.5	4.89	30.29	6.2	16.99	17.34	1.0	24.69	24.82	1.0	16.91	12.84	0.8
Mo	1.04	0.88	0.8	1.32	2.58	2.0	2.21	1.63	0.7	1.30	0.72	0.6	7.67	5.26	0.7	3.12	3.22	1.0
Se	1.03	1.14	1.1	1.62	6.35	3.9	2.43	16.56	6.8	0.57	0.84	1.5	0.75	0.91	1.2	1.67	2.69	1.6
Cr	0.82	0.75	0.9	1.47	0.76	0.5	1.29	1.05	0.8	1.66	0.37	0.2	1.06	0.50	0.5	1.06	0.39	0.4
Ni	2.07	2.33	1.1	3.48	2.32	0.7	3.80	2.15	0.6	3.32	2.01	0.6	3.55	2.78	0.8	3.45	3.50	1.0
Element	<i>Populu alba</i>									<i>Robinia pseudoacacia</i>								
	K			L1			L2			K			L1			L2		
	Koren	List	TF	Koren	List	TF	Koren	List	TF	Koren	List	TF	Koren	List	TF	Koren	List	TF
As	4.71	3.40	0.7	5.14	4.50	0.9	5.22	5.04	1.0	4.75	3.28	0.7	4.70	5.32	1.1	4.88	5.96	1.2
B	13.22	31.32	2.4	20.65	353.05	17.1	11.81	137.45	11.6	14.46	32.32	2.2	10.57	232.47	30.6	9.79	192.29	19.6
Cu	4.89	5.76	1.2	6.25	9.48	1.5	3.98	8.34	2.1	4.77	5.27	1.1	2.71	6.22	2.3	2.78	5.20	1.9
Zn	24.10	58.11	2.4	24.45	113.36	4.6	21.46	123.95	5.8	12.32	12.50	1.0	7.52	18.63	2.5	7.28	19.47	2.7
Mn	26.66	15.46	0.6	8.98	27.56	3.1	7.19	15.21	2.1	27.60	15.65	0.6	5.38	21.94	4.1	4.77	20.68	4.3
Mo	0.49	0.42	0.9	1.04	1.28	1.2	0.80	0.66	0.8	3.03	0.42	0.1	15.54	5.75	0.4	10.40	10.46	1.0
Se	0.95	0.94	1.0	0.90	1.89	2.1	0.98	3.30	3.4	0.66	0.44	0.7	0.48	1.20	2.5	0.95	2.81	3.0
Cr	3.28	0.38	0.1	2.71	0.93	0.3	1.47	0.67	0.5	4.33	0.32	0.1	0.79	0.49	0.6	0.91	0.43	0.5
Ni	4.25	2.78	0.7	3.56	6.43	1.8	2.71	4.73	1.7	5.69	2.99	0.5	2.77	3.50	1.3	3.45	3.14	0.9

Bor (B)

Bor predstavlja esencijalni mikronutrijent, neophodan životinjama, biljkama i čoveku u veoma malim koncentracijama, koji kao i ostali mikroelementi može postati toksičan ukoliko je njegova koncentracija povišena (Rees et al., 2011). Smatra se da je opseg sadržaja B u tkivima biljaka od 10 - 100 $\mu\text{g/g}$ normalan, ali da se već pri koncentracijama većim od 50 $\mu\text{g/g}$, mogu pojaviti simptomi toksičnosti (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 74). Opseg koncentracija između deficita i toksičnosti za B je veoma uzak, uži nego kod ostalih elemenata (Goldberg, 1997), tako da se kod nekih biljaka već pri sadržaju manjem od 30 $\mu\text{g/g}$, mogu ispoljiti simptomi deficita (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 74). Shacklette et al. (1978) ukazuju da je sadržaj B kod drvenastih biljaka 2 - 10 puta veći u odnosu na sadržaj kod zeljastih biljaka. Biljke iz zemljišta usvajaju B prvenstveno uzlaznim transpiracionim tokom vode (Schulin et al., 2010), mada je u uslovima deficita moguć i aktivan metabolički način usvajanja (Takano et al., 2002). Pri $\text{pH} < 9.24$, u zemljištu dominira B u vidu malog ($d=0.257 \text{ nm}$), neutralnog molekula borne kiseline (H_3BO_3) koji lako prolazi kroz ćelijsku membranu korena preko akvaporina (Hu & Brown, 1997; Tanaka & Fujiwara, 2008). U pepelu B je prisutan u obliku rastvornih borata i manje rastvornih borosilikata (James et al., 1982). Zahvaljujući visokom sadržaju i rastvorljivosti većoj u odnosu na druge elemente, u literaturi koja se bavi analizama letećeg pepela, B se često navodi kao najviše fitotoksičan mikro element (Adriano et al., 1980; Aitken and Bell, 1985; El-Mogazi et al., 1988; Yunusa et al., 2006), čije su koncentracije u tkivima biljaka koje rastu na zemljištu tretiranom letećim pepelom (Kukier et al., 1994; Sims et al., 1995) ili na čistom pepelu (Pavlović et al., 2004; Mitrović et al., 2008) povećane. Iako su zahtevi za B u odnosu na ostale mikronutrijente prilično veliki, naročito kod dikotiledonih biljaka, njegova uloga još uvek nije sasvim jasna (Marschner, 1995). Smatra se da B ima važnu ulogu u: transportu šećera, sintezi i strukturi ćelijskog zida, lignifikaciji, metabolizmu ugljenih hidrata, metabolizmu RNA, disanju, metabolizmu indol - sirćetne koseline (IAA), metabolizmu fenola, funkcionisanju membrana (Parr & Loughman, 1983). Usled nedostatka B dolazi do opadanja cvetova, zametaka i zametnutih zrna, izumiranja pupoljaka, smanjenja sadržaja hlorofila, intenzivnijeg disanja i biljka je podložnija napadu patogena (Sarić, 1983). Pri dovoljnoj snabdevenosti borom, biljke smanjuju usvajanje fosfora, nitrata i kalcijuma, a povećavaju usvajanje kalijuma,

odnosno B svojim prisustvom smanjuje usvajanje anjona, a povećava usvajanje katjona (Sarić, 1983). Pored visokog sadržaja biološki dostupnog B u rastvoru, na usvajanje toksičnih koncentracija B uticaj može imati i nizak sadržaj biološki dostupnog Zn (Graham et al., 1987). Toksičan sadržaj bora utiče na metabolizam, deobu ćelije, smanjenje sadržaj lignina, suberina, hlorofila, intenziteta fotosinteze, kao i smanjenje rasta korena i nadzemnih delova biljke (Nable et al., 1990; Nable et. al., 1997; Reid, 2007). Pri povećanim koncentracijama, tipični vidljivi simptomi toksičnosti B su hlorotične i/ili nekrotične površine koje se javljaju na ivičnim i vršnim delovima starijih listova (Bergmann, 1992; Bennett, 1993), čime se i reflektuje distribucija B koji se kod većine vrsta akumulira na kraju transpiracionog toka, odnosno u listovima (Nable et al., 1997; Rees et al., 2011). Sadržaj B u listovima varira u zavisnosti od pozicije lista u kruni i starosti lista. Veći je u donjim listovima, povećava se sa starošću lista (Robinson et al., 2007), a u oštećenim tkivima je veći je u odnosu na okolna zdrava tkiva (Rees et al., 2011).

Kod svih ispitivanih vrsta, na svim staništima, sadržaj B u korenu je bio manji nego u listovima ($TF > 1$), gde se povećavao tokom sezone, i najveće vrednosti dostizao na kraju vegetacionog perioda (Slika 56). Kod svih ispitivanih vrsta, sa kontrolnih staništa sadržaj B u listovima se nalazio u opsegu normalnih vrednosti za B (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 74) i bio je manji u odnosu na sadržaj kod biljaka na pasivnim lagunama deponije pepela 'TENT A', gde su izmerene toksične koncentracije B (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 74). Kod tamariksa, sadržaj B u listovima nije pratio promenu sadržaja bioraspoloživog B u pepelu, već je na L1, gde se supstrat odlikuje najvećim sadržajem biološki dostupnog B bio u normalnom opsegu, a na L2 se povećavao tokom sezone i već u julu dostigao toksične vrednosti (Tabele 75, 40). Kod ostalih ispitivanih vrsta na pasivnim lagunama deponije pepela 'TENT A', sadržaj B je pratio promene u sadržaju bioraspoloživog B u supstratu, tako da su vrste sa L1 imale veći sadržaj B u listovima u odnosu na vrste sa L2 (Tabela 40, 48 a,b). Najveći sadržaj B u listovima izmeren je kod bele topole na L1 ($491.966 \mu\text{g/g}$) u septembru mesecu. Zahvaljujući svojoj snažnoj transpiraciji topola se odlikuje visokim stepenom akumulacije B i često se koristi u procesima fitekstrakcije, radi smanjenja izluživanja B iz kontaminiranih supstrata u podzemne vode (Robinson et al., 2007). U zavisnosti od uslova rasta, vrste klona topole, sadržaja B i saliniteta, listovi topole mogu akumulirati

od 500 - 1200 $\mu\text{g/g}$ B, što su koncentracije koje značajno premašuju sadržaj B u stablu topole i supstratu na kome raste (Bañuelos et al., 1999; Robinson et al., 2003; Robinson et al., 2007). Istraživanja Rees et al. (2011) su pokazala da u uslovima visoke koncentracije B u supstratu sve mladice hibridne topole iako redukovanog rasta preživljavaju. Kod svih ispitivanih vrsta prosečan sadržaj B u listovima na K se kretao po sledećem redosledu: bagrenac < tamariks < bela topola < bagrem, na L1: tamariks < bagremac < bagrem < bela topola, a na L2: tamariks < bagremac < bela topola < bagrem. Na kontrolnim staništima BCF (B) u korenu je kod svih vrsta bio veći od 1, što znači da sve poseduju mehanizam da u uslovima ukupnog sadržaja B manjeg od prosečnog sadržaja B za zemljište, usvajaju dovoljnu količinu B za odvijanje normalnih metaboličkih procesa u listovima. Kod biljaka koje rastu na na lagunama deponije pepela 'TENT A', BCF (B) u korenu je bio manji od 1, a BCF (B) u listu veći od 1 i $TF > 1$, što ukazuje da u uslovima povećanog ukupnog sadržaja B one najveći deo usvojenog bora transportuju u list. Kod biljaka koje usvajaju visoke količine B i kontinuirano ga akumuliraju u hlorotično i nekrotično tkivo listova, sprečavajući preopterećenje okolnog tkiva, to može biti adaptivni mehanizam biljke kojim se samo mali deo fotosintetičkog tkiva žrtvuje (Reid & Fitzpatrick, 2009; Rees et al., 2011). Smatra se da tolerantnije vrste biljaka, kao i tolerantniji varijeteti u okviru iste vrste biljaka imaju manji sadržaj B u vegetativnim organima (Nable et al., 1997; Cervilla et al., 2007), odnosno da zahvaljujući smanjenoj propustljivosti lipida membrane i/ili smanjenom prisustvu nosača za B (BOR i NIP), isključuju B iz citoplazme, odnosno isključuju ga na nivou korena (Miwa et al., 2007; Sutton et al., 2007). Kod bagrenca, bele topole i bagrema na pasivnim lagunama deponije pepela 'TENT A' primećeno je smanjenje TF za B sa smanjenjem količine biološki dostupnog B, dok je kod tamariksa tokom vremena došlo do povećanja TF (Tabela 75), što može da ukaže na to da dugotrajno izlaganje ove vrste stresu može da dovede do smanjivanja tolerantnosti ove vrste na povećane količine B. Kao halofitna biljka tamariks, kao i sve biljke iz roda *Tamarix*, usvaja velike količine soli u svoja tkiva, kojih se oslobađa izlučivanjem preko posebnih žlezda na listovima (Thomson & Liu, 1967; Aslam et al., 2011). Uzrok smanjene translokacije B kod tamariksa na L1 može biti posledica poznatog antagonizma prilikom usvajanja soli i B (Yermiyahu et al., 2008). Utvrđeno je da povećan salinitet može smanjiti akumulaciju toksičnog sadržaja B u listovima i stablu

Prunus sp. i *Sorghum bicolor* L., (El-Motaium et al., 1994; Ismail, 2003), ali da je ova osobina karakteristična samo za biljke manje osjetljive na povećan salinitet podloge (Alpaskan & Gunes, 2001). Ispiranje soli tokom vremena omogućilo je da tamariks na L2 intenzivnije usvaja i transportuje B u listove do toksičnih koncentracija, sa tendencijom porasta sa daljim smanjivanjem zaslanjenosti podloge. Iako se tokom vremena sadržaj B u listovima bele topole i bagrema smanjivao, ove vrste svojim snažnim i dubokim korenom mogu usvajati B iz dubljih slojeva pepela i preko lisnog opada uticati na obogaćenje površinskih slojeva pepela ovim toksičnim mikroelementom. Kod bagrenca, smanjivanje translokacije B tokom vremena (najmanji TF za B na L2, u odnosu na sve ispitivane vrste), kao i smanjenje sadržaja B u listovima tokom vremena, ukazuje da je ova vrsta razvila adaptivne mehanizme opstanka u uslovima povećanog sadržaja B, dok je niži sadržaj u odnosu na belu topolu i bagrem, čini pogodnijom za proces fitoremedijacije primenom fitostabilizacije tehnologije.

Bakar (Cu)

Bakar predstavlja esencijalan mikronutrijent koji je biljkama neophodan radi nesmetanog obavljanja mnogih fizioloških procesa. Smatra se da je za normalan rast i razvoj biljkama potrebno od 5 - 30 $\mu\text{g/g}$ Cu (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 74), odnosno da se prosečan sadržaj Cu u tkivima biljaka kreće oko 10 $\mu\text{g/g}$ (Baker & Seneft, 1995). Kao strukturni element regulatornih proteina, Cu učestvuje u fotosintetičkom transferu elektrona, mitohondrijalnom disanju, regulaciji oksidativnog stresa, metabolizmu ćelijskog zida, sintezi belančevina, antocijana, azota i regulaciji vodnog režima (Sarić, 1983; Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Yruela, 2005). U uslovima deficita ($<2\mu\text{g/g}$, Tabela 74) kod biljaka se ispoljavaju različiti simptomi oštećenja koji najčešće zahvataju mlade listove i reproduktivne organe. U slučaju visokih koncentracija, Cu postaje ekstremno toksičan, uzrokujući simptome kao što su hloroze, nekroze, obezbojavanje lista, inhibicija rasta korena (Marschner, 1995). Na ćelijskom nivou, visoke koncentracije Cu izazivaju inhibiciju enzimske aktivnosti i funkcionisanja proteina, indukciju ili deficit ostalih esencijalnih jona, oksidativna oštećenja (Yruela, 2005). Na neke veoma važne fiziološke procese biljaka, kao što je fotosintetički transport elektrona, utiče svako odstupanje od normalnog sadržaja Cu. Za normalan rast i razvoj neophodno je da biljka usvoji, transportuje i rasporedi Cu u

različita biljna tkiva, i njegov sadržaj u različitim ćelijama i organelama pažljivo reguliše, u čemu membranski transportni sistemi imaju centralnu ulogu (Yruela, 2005). Kod nekih biljaka tkivo korena se odlikuje sposobnošću da vezuje Cu i u uslovima deficita i u uslovima toksičnosti. Ipak Loneragan (1981) i Tiffin (1972) su kao ključni proces u obezbeđenju dovoljne količine Cu naveli da se Cu iz ćelija korena može izlučiti u ksilem i floem gde postaje mobilan. Lučenjem različitih aminokiselina u ksilemsku i floemsku tečnost, naročito nikotinamina i histadina, biljke mogu da utiču na kompleksaciju Cu i koncentraciju pokretnih jona Cu, na taj način održavajući optimalan nivo Cu u nadzemnim delovima (Welch, 1995; Liao et al, 2000). Istraživanja Bilski et al. (2011) su pokazala da neke biljke koje rastu na deponijama pepela, u uslovima povećanog sadržaja Cu u supstratu, mogu održati njegov sadržaj u listovima u granicama proseka.

Kod svih ispitivanih biljaka na svim staništima, BCF za Cu u korenu i listu je bio manji od 1. Sadržaj Cu u korenu je bio manji u odnosu na sadržaj u listovima ($TF > 1$) i nalazio se na granici deficita, dok je u listovima bio u normalnom opsegu, osim kod bagrema na L2 gde je bio na granici deficita ($5.20 \mu\text{g/g}$) (Tabele 74, 75). Istraživanja Pavlović et al. (2004) su takođe pokazala da ja sadržaj Cu u nadzemnim delovima drvenastih vrsta na pasivnoj laguni deponije pepela 'TENT A' bio u normalnom opsegu za ovaj element (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Iako je sadržaj Cu u pepelu pasivnih laguna deponije pepela 'TENT A' bio veći od prosečnog sadržaja Cu za zemljišta peskovitog do praškasto - ilovastog sastava, sadržaj bioraspoložive frakcije u pepelu je bio mali i znatno niži u odnosu na sadržaj bioraspoložive frakcije Cu u zemljištu kontrolnih staništa. Istraživanja Grupe & Kuntze (1988) su pokazala da antropogeno dodat Cu u obliku bakar oksida, biljke bolje usvajaju u odnosu na Cu pedogenog porekla. U pepelu, Cu je najviše zastupljen u obliku CuO (do 51%; Hsiao et al., 2002), tako da biljke koje rastu na lagunama deponije pepela 'TENT A', bez obzira na manji sadržaj bioraspoložive frakcije Cu u pepelu u odnosu na kontrolna staništa mogu da obezbede dovoljnu količinu Cu za nesmetano odvijanje metaboličkih procesa. Na L1 najveći prosečan sadržaj Cu je izmeren u korenu bele topole i listovima tamariksa ($TF=3.1$) koji je na ovom lokalitetu najefikasnije transportovao Cu iz korena u list. Tokom vremena, sa smanjenjem bioraspoložive frakcije, sadržaj Cu u listovima se smanjivao kod svih ispitivanih vrsta, osim kod bagrenca kod koga je rastao i u korenu i

u listu, što znači da je u uslovima male količine dostupnog Cu ova vrsta razvila mehanizam da omogući najbolju obezbeđenost biljnih tkiva ovim esencijalnim mikroelementom.

Cink (Zn)

Cink predstavlja esencijalni mikroelement, koji ima veoma važnu ulogu u različitim metaboličkim procesima, enzimskim i oksidoredukcionim reakcijama (Hafeez et al., 2013). Utvrđen je njegov uticaj na aktivnost hidrogenaze i ugljenik anhidraze, stabilizaciju funkcije ribozoma i sintezu citohroma (Tisdale et al., 1984), metabolizam ugljenih hidrata, održavanje integriteta ćelijske membrane, sintezu proteina, auksina, formiranje polena (Marshner, 1995), tolerantnost biljaka na stresne faktore spoljašnje sredine (Cakmak, 2000). Biljke Zn usvajaju uglavnom u obliku dvovalentnih katjona (Zn^{2+}), a intenzitet usvajanja je uslovljen zemljišnim uslovima, klimatskim faktorima i vrstom biljaka (Maiti & Jaiswal, 2008). Za normalnu obezbeđenost smatra se sadržaj Zn u biljnim tkivima od 27 - 150 $\mu\text{g/g}$, deficit od 10 - 20 $\mu\text{g/g}$, a toksičnost od 100 - 400 $\mu\text{g/g}$ (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 74). Alloway (1990) smatra da je sadržaj od 10 - 300 $\mu\text{g/g}$ normalan opseg za Zn, a preko 400 $\mu\text{g/g}$ toksičan. Biljke koje rastu u baznim, zaslanjenim i često plavljenim supstratima, sa malim sadržajem organske materije i visokim sadržajem peska, fosfora, bakra i gvožđa, često mogu pokazivati simptome deficita Zn (Hafeez et al., 2013). Pri nedostatku Zn, efikasnost usvajanja vode, nodulacija i azotofiksacija su manje efikasni (Khan et al., 2004; Ahlawat et al., 2007). Takođe dolazi do nepotpune oksidacije belančevina što izaziva nakupljanje polifenola, fitoserotina i lecitina u biljnim vakuolama (Sarić, 1983). Deficit Zn povećava propustljivost plazma membrane ćelija korena za P, Cl i B, što može za rezultat imati toksične koncentracije ovih elemenata u biljnim tkivima (Welch et al., 1982; Graham et al., 1987; Singh et al., 1990). Osim fizioloških poremećaja, tipični simptomi nedostatka Zn kod biljaka su pojava rozetavosti i sitnolisnosti (Sarić, 1983). Često su ovi simptomi kombinovani sa kontrastnim i difuznim hlorozama (Boardman & McGuire, 1990). Ove promene su izraženije pri jačim intenzitetima svetlosti i pri višim temperaturama nego u delimičnoj zaseni, jer su pri ovakvim uslovima potrebe biljaka za Zn izraženije (Marshner, 1995; Cakmak, 2000). Na listovima se često mogu javljati hlorotične trake duž centralnog lisnog nerva i crveno obojene tačkaste hloroze usled

povećane količine antocijanina (Furlani et al., 1986). Kod biljaka sa deficitom Zn, hloroze i nekroze starijih listova predstavljaju sekundarni efekat izazvan toksičnošću P ili B (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Po Dobermann & Fairhurst (2000) kritični limiti sadržaja Zn u listovima <10 µg/g ukazuju na definitivni deficit, od 10 - 15 µg/g veoma verovatan deficit, 15 - 20 µg/g verovatan deficit, a >20 µg/g dovoljnu količinu (suficit). Kod netolerantnih vrsta biljaka toksičnost Zn izaziva izduživanje korena i veoma često hloroze mladih listova, što može biti uzrokovano indukovanom deficitom Mn i Fe (Woolhouse, 1983). Povećan sadržaj Zn redukuje proces fotosinteze, jer Zn zamenjuje Mn u tilakoidnim membranama i na taj način inhibira aktivnost PS II (Van Assche & Clijsters, 1986).

Na svim staništima ispitivane vrste su najveću količinu usvojenog Zn translocirale u list (TF>1), što potvrđuje veliku mobilnost Zn u biljnim tkivima, zahvaljujući tome što se on u ksilemskoj kao i tečnosti ostalih tkiva nalazi vezan za laka organska jedinjenja (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). I pored toga, sadržaj Zn u listovima bagrenca i bagrema na K1 i L1 se nalazio u opsegu deficitarnog sadržaja (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 74). Slabija obezbeđenost ovih vrsta biljaka rezultat je male količine biorasploživog Zn na pasivnim lagunama deponije pepela 'TENT A'. Na ovim staništima malu količinu biorasploživog Zn mogu uzrokovati bazna reakcija i zaslanjenost supstrata, niski sadržaj organske materije, visoki sadržaj frakcije peska, kao i dodavanje veštačkih đubriva (povećan sadržaj P na L1) (Hafeez et al., 2013). Na kontrolnom staništu K1, pored bazne reakcije zemljišta, povremeno plavljenje može uzrokovati vezivanje Zn sa slobodnim sulfidima i smanjiti njegovu dostupnost biljkama (Mikkelsen & Shiou 1977). Deficit biorasploživog Zn u supstratu nije se odrazio na sadržaj Zn u listovima tamariksa i bele topole, koji je kod ovih vrsta bio u normalnom opsegu za sadržaj ovog elementa u biljnim tkivima (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 74). Na L2, povećanje sadržaja finijih čestica i organske materije, a smanjenje pH, saliniteta i ispiranje fosfatnih đubriva verovatno je doprinelo većoj dostupnosti Zn, tako da su vrednosti od oko 20 µg/g Zn koje su izmerene u listovima bagrenca i bagrema, bile na granici deficita. Istraživanja su pokazala da je u uslovima male količine biorasploživog Zn, njegov sadržaj u listovima tamariksa i bele topole dovoljan za nesmetano obavljanje metaboličkih procesa, i da će se sa daljim poboljšanjem fizičkih i hemijskih uslova u supstratu na L2 (smanjenje pH, smanjenje saliniteta,

povećanje frakcije gline i praha) i povećanjem sadržaja organske materije u supstratu sadržaj biorasploživog Zn na ovom staništu povećavati, obezbeđujući dovoljan sadržaj ovog elementa za nesmetano odvijanje metaboličkih procesa kod svih ispitivanih vrsta biljaka.

Mangan (Mn)

Mangan predstavlja još jedan od esencijalnih mikroelemenata, neophodnih u normalnom odvijanju metaboličkih procesa kod biljaka, gde je kao komponenta enzima Mn uključen u fotosintezu i druge fiziološke procese (Mousavi et al., 2011). Različite vrste biljaka imaju različite potrebe za Mn, čiji se normalni sadržaj u biljnim tkivima kreće od 30 - 300 µg/g (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 74). Sadržaj ispod 30 µg/g smatra se deficitom, a preko 400 µg/g toksičnim (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 74). Kroz koren, biljke usvajaju Mn u obliku dvovalentnih jona Mn^{2+} . Zahvaljujući lakoj konverziji dvovalentnih Mn jona u Mn^{3+} i Mn^{4+} , mangan ima važnu ulogu u oksidacionim i redukcionim procesima. Zahvaljujući toj svojoj osobini, Mn ima vitalnu ulogu u procesu fotosinteze, kao strukturalna komponenta Water-splitting proteina fotosistema II (PSII), a takođe i u skladištenju i isporuci elektrona reakcionim centrima hlorofila (Millaleo et al., 2010). Mn je deo važnog antioksidativnog jedinjenja (superoksid dismutaze), koje štiti biljne ćelije deaktiviranjem slobodnih radikala koji mogu da unište biljna tkiva. Mangan je uključen u procese deobe ćelija, aktiviranje RNA polimeraze i metabolizam lipida. Zahvaljujući njegovoj aktivnoj ulozi u enzimskim reakcijama redukcije nitrata, deficit Mn u listovima uslovljava akumulaciju nitrata u njima. Deficit Mn dovodi do smanjenja sadržaja lignina u biljnim tkivima, koje je mnogo izraženije na nivou korena, što može uticati na smanjenu otpornost korena biljaka na gljivične infekcije (Ness & Woolhouse, 1980; Mukhopadhyay & Sharma, 1991; Marschner, 1995; Anderson & Pyliotis, 1996). Na dostupnost Mn biljkama utiče pH, sadržaj organske materije, vlažnost i aeracija supstrata (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Pored toga hemijsko ponašanje Mn veoma je slično ponašanju alkalnih katjona Ca i Mg, kao i teških metala kao što su Zn i Fe, tako da povećano prisustvo ovih jona može uticati na smanjeno usvajanje i transport Mn u biljkama i dovesti do njegovog deficita (Hewitt, 1988; Spiers, 1993; Marschner, 1995; Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Michael and Beckg, 2001; Aref, 2011).

Mn predstavlja element koji biljke lako usvajaju i transportuju do listova jer on ne gradi organske ligande ni u tkivu korena ni u ksilemskoj tečnosti (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Alloway, 1990), što je u našim istraživanjima utvrđeno kroz $TF > 1$ (Slika 88). Ipak, mali ukupan i bioraspoloživi sadržaj Mn u pepelu na obe pasivne lagune deponije pepela 'TENT A' uslovio je kod svih ispitivanih biljaka, sa izuzetkom tamariksa, mali prosečni sadržaj Mn u listovima (Tabela 75), koji se kretao u opsegu deficitarnih vrednosti za ovaj element (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 74). Istraživanja Loneragan (1975) su pokazala da različite vrste koje rastu na istom staništu mogu da usvajaju veoma različite količine Mn. Takođe velika pristupačnost Fe u pepelu, zahvaljujući antagonističkom ponašanju Fe i Mn, može uticati na niži sadržaj Mn u biljnim tkivima (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Maiti & Nandhini, 2006; Jambhulkar & Juwarkar, 2009). Pored tamariksa normalan sadržaj Mn u listovima utvrđen je kod bagrenca i bele topole sa lagune L1 i to samo u maju. Kasnije tokom sezone, kod ovih vrsta je utvrđeno smanjivanje sadržaja Mn u listovima. Kod svih ispitivanih vrsta, je utvrđeno smanjivanje sadržaja ovog elementa u listovima, kao posledica smanjivanja bioraspoložive frakcije i mobilnosti Mn, sa starenjem pepela (Tabele 72 i 75). Pored ovih, naša ranija (Mitrović et al., 2008), kao i istraživanja drugih autora (Carlson & Adriano, 1991; Townsend & Gillham, 1975, Pavlović et al., 2004) su pokazala da biljke koje rastu na deponijama pepela imaju naglašen problem deficita ovog elementa u tkivima. Kretanje Mn kroz različita biljna tkiva je limitirano (Mn nije mobilan element), tako da je njegov sadržaj u različitim biljnim delovima kao i u toku vegetativnog perioda veoma promenljiv, naročito u uslovima loše snabdevenosti, kada se Mn ne može premeštati iz starijih u mlađe listove (Marschner, 1995), što je primećeno kod bagrenca i bele topole na L1 (Slika 59). U uslovima deficita, nedostatak Mn se najpre odražava kroz strukturna oštećenja hloroplasta (Boardman, 1975), što se na mladim listovima ispoljava u vidu intervenalnih hloroza, a u kasnijem stadijumu u vidu nekrotičnih tačaka. Ovakve biljke imaju usporen rast, smanjen turgor, a listovi su skloni pucanju i osetljiviji na mraz.

Kod svih ispitivanih vrsta sa kontrolnih staništa, iako je sadržaj ukupnog Mn u zemljištu bio u opsegu normalnih vrednosti (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 73) utvrđen je deficitaran sadržaj ovog elementa u listovima, što se može objasniti promenljivim oksido - redukcionim uslovima, uslovljenim čestim promenama vlažnosti

na ovim staništima, kao i aktivnošću pridruženih mikroorganizama koji mogu smanjiti sadržaj biorasploživog Mn biljkama (Kabata-Pendias & Pendias, 2001).

Molibden (Mo)

Molibden predstavlja esencijalni mikronutrijent, za kojim biljke imaju relativno male fiziološke potrebe (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Biljke Mo usvajaju u obliku molibdata (MoO_4^{2-}), čija je prisutnost u zemljišnom rastvoru najveća u neutralnim i blago alkalnim supstratima (Gupta, 1997 a; Mendel, 2005; McGrath et al. 2010). Sa smanjenjem pH, afinitet Mo da se vezuje za pozitivno naelektrisanje okside metala (Fe, Al, Mn) se povećava i svoj maksimum dostiže pri pH između 4 i 5, kada je njegova rastvorljivost najmanja (Smith et al., 1997; Gupta, 1997 a). Pored osobina supstrata i prisustva Mo u biološki dostupnom obliku, njegovo usvajanje i akumulacija u biljnim tkivima uslovljena je i vrstom biljaka (Gupta, 1997 a). Kod biljaka azotofiksatora molibden ima ulogu specifičnog katalizatora za fiksaciju azota iz vazduha (Sarić, 1983). Po nekim dokazima fiksacija N se pod njegovim uticajem povećava čak na 600 – 700 % te je iz tih razloga sadržaj ovog elementa kod leguminoza veći nego kod drugih biljnih vrsta. Kod nekih leguminoza utvrđene su koncentracije Mo od oko 350 $\mu\text{g/g}$, bez pojave vidljivih simptoma toksičnosti (Murphy & Walsh, 1972; Piotrowska, 1981). S obzirom da Mo ulazi u sastav fermentata nitratoreduktaze, njegova uloga u redukciji je velika, pa nedostatak Mo u lišću utiče na nakupljanje N u obliku nitrata što otežava sintezu belančevina (Sarić, 1983; Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Kod većine biljaka zahtevi za Mo se kreću u opsegu od 0.03 - 0.15 $\mu\text{g/g}$, mada se sadržaj do 1 $\mu\text{g/g}$ može smatrati normalnim (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Kod leguminoznih biljaka sadržaj Mo se kreće od 0.73 - 2.3 $\mu\text{g/g}$, dok u oblastima gde je utvrđen povećan sadržaj Mo u supstratu, njegov sadržaj u tkivima ovih biljaka može iznositi od 5.2 - 26.6 $\mu\text{g/g}$. Opšte prihvaćeno mišljenje je da se sadržaj od 0.2 - 5 $\mu\text{g/g}$ Mo smatra normalnim, a od 0.1 - 0.3 $\mu\text{g/g}$ deficitarnim (Kabata-Pendias & Pendias, 2001, Tabela 74). Koncentracije veće od 10 $\mu\text{g/g}$ nisu toksične za biljke, ali predstavljaju problem za sve organizme koji se hrane biljkama sa povećanim sadržajem Mo, a naročito za preživare (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Ishraha preživara stočnom hranom sa visokim sadržajem Mo dovodi do pojave molibdenoze, ili indukovanog deficita Cu (Ward 1978), izazvanog narušenom ravnotežom u sadržaju Mo i Cu u stočnoj hrani (Marschner, 1995). Na ponašanje Mo u

samoj biljci i izvan nje, u zoni ukorenjavanja, uticaj ima prisustvo više hemijskih elemenata. Povećan sadržaja Mo ima inhibitoran uticaj na usvajanje Cu od strane biljaka (Gartrell,1981), dok visok sadržaj Fe, smanjuje biološku dostupnost Mo i obrnuto. Pri deficitu fosfata usvajanje Mo se povećava i do 300 % (Heuwinkel et al., 1992), dok povećan sadržaj sulfata redukuje apsorpciju Mo, ali i Cu čak i pri malom sadržaju Mo (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Zapažena je i promena sadržaja Mo u biljnim tkivima tokom sezone, pri čemu je najveći sadržaj zabeležen u fazi najintenzivnijeg rasta, odnosno u proleće (Kabata-Pendias & Pendias, 2001).

Kod leguminoza, vidljivi simptomi deficita Mo su u stvari simptomi indukovanog deficita N, a to su usporen rast, hloroze mladih listova, i deformisan oblik lisne ploče (Marschner, 1995). Pri visokoj koncentraciji Mo, kod leguminoza listovi postaju žuti, a kod ostalih biljaka (na primer kod paradajza i karfiola), dolazi do akumulacije antocijanina pa listovi postaju ljubičasti (Bergmann, 1992; Gupta, 1997 b).

Na kontrolnom staništu, leguminozne biljke bagrenac i bagrem, su se ponašale kao akumulatori, pri čemu su veći sadržaj Mo zadržavale na nivou korena (BCF (Mo) u korenu >1; BCF (Mo) u listu <1; TF <1; Slika 88), tako da je sadržaj Mo u listovima bio u granicama normalnog sadržaja (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 74), ali možda niži od sadržaja koji je karakterističan za leguminozne biljke, što se može objasniti nižim ukupnim sadržajem Mo i nižom pH u zemljištu na obali reke Kolubare, što je uslovalo njegovu manju rastvorljivost (Tabele 21, 72). Tamariks i bela topola su na kontrolnim staništima usvajale male količine Mo (BCF<1; TF<1; Slika 88), koji je bio dovoljan za normalno obavljanje fizioloških procesa, jer je sadržaj Mo u njihovim listovima bio u normalnim granicama za ovaj element (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 74). Na pasivnim lagunama deponije pepela 'TENT A', sadržaj bioraspoloživog Mo u supstratu je bio veći, u odnosu na sadržaj na kontrolnim staništima, te su sve biljke na L1 i L2 usvajale veće količine ovog elementa u svoja tkiva (Tabela 75). Smanjenje bioraspoloživog Mo u pepelu tokom vremena uslovalo je i smanjenje prosečnog sadržaja ovog elementa u listovima tamariksa, bele topole i bagrenca, dok je kod bagrema zabeležen porast (Slika 69; Tabele 44, 73). Kod tamariksa i bele topole sadržaj Mo u listovima je bio u opsegu normalnih vrednosti za ovaj element (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 74) na obe lagune. Kod bagrenca na L1 i kod bagrema na L1 i na L2, utvrđen je povećan sadržaj Mo, čiji je

sadržaj kod bagrema na L2 bio u toksičnom opsegu za životinje koje bi se njime hranile (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 74). Visok sadržaj Mo u listovima bagrema na L2, mogao je da bude uzrok niskog sadržaja Cu koji je u listovima ove vrste bio na granici deficita (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 74). Kod obe vrste najveće koncentracije (bagrenac, 11.65 μ g/g; bagrem, 14.49 μ g/g) su izmerene u proleće, u vreme najntenzivnijeg rasta. Zbog poznatog antagonizma P i Mo (Kabata-Pendias & Pendias, 2001), povećanje sadržaja Mo u listovima bagrema na L2 i pored smanjenja njegovog dostupnog sadržaja sa starenjem pepela, može biti posledica ispiranja fosfatnih đubriva i smanjenja količine biološki dostupnog P na L2 u odnosu na L1.

Selen (Se)

Iako su u biljkama pronađena neorganska i organska jedinjenja Se, on se za sada ne smatra esencijalnim hemijskim elementom (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Hasanuzzaman et al., 2010). Biljke lako usvajaju rastvorljive oblike Se, najčešće u obliku selenita (SeO_3^{2-}) i selenata (SeO_4^{2-}) (Ellis & Salt, 2003). Po istraživanjima De Souza et al. (1998) biljke usvajaju do deset puta više selenata u odnosu na selenit. Sadržaj Se u biljkama pozitivno je korelisan sa sadržajem Se u supstratu (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Pored ukupnog i biološki dostupnog sadržaja, na usvajanje Se utiču i klimatski uslovi, vodni režim, sadržaj seskvioksida i pH supstrata (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). U biljkama je zapažena koncentracija Se u pupoljcima, semenu ali i u korenu, što je uslovljeno kako vrstom biljaka, tako i jonskim oblikom selena. U alkalnim uslovima dominira selenat, koji se odlikuje bržom distribucijom kroz biljna tkiva, odnosno TF se kreće od 1.4 - 17.2, dok je u neutralnim i alkalnim uslovima dominantan selenit čija je mobilnost manja odnosno TF se kreće od 0.6 - 1.0 (Zayed et al., 1998 a). Zbog hemijske sličnosti, metabolizam Se i S je kod viših biljaka blisko povezan, tako da povećan sadržaj Se u biljnim tkivima utiče na smanjenje sadržaja S, ali i N i P, kao i teških metala Mn, Zn, Cu, Fe i Cd (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Po nekim nalazima sadržaj B i Mo nemaju uticaj na sadržaj Se u biljnim tkivima (Kabata-Pendias & Pendias, 2001).

U odnosu na kapacitet da akumuliraju i tolerišu Se biljke se mogu klasifikovati u neakumulatore, indikatore i akumulatore (Terry et al., 2000). Niske koncentracije Se imaju blagotvorno dejstvo na rast biljaka, što se ogleda u većoj otpornosti na različite stresne

abiotičke faktore kao što su: suša, salinitet, mraz, teški metali, UV zračenje (Terry et al., 2000; Hasanuzzaman et al., 2010). Povoljan efekat Se na rast i stresne uslove u kojima dolazi do stvaranja reaktivnih vrsta kiseonika (oksidativni stres), ogleda se u njegovom uticaju na povećanje tolerantnosti biljaka kroz poboljšanje njihovog antioksidativnog kapaciteta (Hartikainen et al., 2000). Na primer, niska koncentracija Se od 0.1-1.0 $\mu\text{g/g}$ kod vrste engleski ljulj (*Lolium perene*) pokazala je antioksidativno dejstvo, inhibirajući lipidnu peroksidaciju. Nasuprot tome visoke koncentracije Se u biljnim tkivima mogu imati veoma toksično dejstvo. Po Spallholz & Hoffman (2002), toksičnost Se se ispoljava kroz tri mehanizma: stvaranje superoksid radikala, zamenu S selenom u proteinima i inhibiciju metilacije. Kao najveći doprinos toksičnosti Se smatra se nespecifična integracija seleno - amino kiselina, seleno cisteina (SeCys) i selenometionina (SeMet) u proteine (Brown & Shrift, 1981), čime se narušava njihova stabilnost i funkcionalna aktivnost. Kod biljaka koje usvajaju visoke koncentracije Se primećeni su simptomi oštećenja kao što su usporen rast, hloroze i sušenje listova, smanjena sinteza proteina i preveremena smrt biljke (Hasanuzzaman et al., 2010). Tako su na primer proučavanja koja su izvršena na biljkama kao što su engleski ljulj (*L. perene*) i zelena salata (*Latuca sativa*) pokazala da koncentracije Se od 1.0 $\mu\text{g/g}$ dovode do redukcije biomase, a da su koncentracije preko 10 $\mu\text{g/g}$ veoma štetne, drastično redukujući prinos ovih biljaka (Hartikainen et al., 2000; Xue et al., 2001).

Po Kabata-Pendias & Pendias (2001), pod normalnim sadržajem se smatra sadržaj Se od 0.01-2 $\mu\text{g/g}$, dok se sadržaj preko 5 $\mu\text{g/g}$ smatra toksičnim (Tabela 74). Po najnovijim istraživanjima Aggarwal et al. (2011), sadržaj Se u listovima od 4 i 6 $\mu\text{g/g}$, dovodi do inhibicije rasta sejanaca ispitivanih vrsta biljaka, kao i fizioloških oštećenja u vidu oštećenja membrane, smanjenja ćelijske respiracije, sadržaja hlorofila i sadržaja vode u listovima.

Na kontrolnim staništima, gde je sadržaj ukupnog i bioraspoloživog Se u supstratu bio niži u odnosu na sadržaj na pasivnim lagunama 'TENT A' (Tabele 12, 22, 25), sve ispitivane vrste biljaka su se ponašale kao akumulatori ($\text{BCF (Se)} > 1$; $\text{TF} \approx 1$; Slika 89), naročito u fazama intenzivnog rasta (maj i jul). Na ovim staništima ispitivane vrste su održavale konstantan sadržaj Se i u korenu i u listu koji je bio u opsegu normalnih vrednosti za taj element (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 74). Na pasivnim lagunama deponije pepela 'TENT A', sve ispitivane vrste su usvajale veću količinu

selena nego na kontrolnim staništima, pri čemu su najveću količinu Se akumulirale u listu ($TF > 1$) (Slika 89). To znači da je u alkalnim uslovima koji su vladali u pepelu selenat bio dominantna forma Se koju su biljke usvajale. Kod tamariksa koeficijent translokacije je bio najveći i povećavao se sa starenjem pepela, tako da je ova vrsta na obe lagune akumulirala u listovima toksične koncentracije ovog elementa (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 74). Istraživanja Srivastava et al. (2005) su pokazala da neke vrste paprati (*Actiniopteris radiata* i *Davallia griffithiana*) mogu da usvajaju veoma visoke koncentracije Se u vidu selenata bez ispoljavanja vidljivih simptoma toksičnosti. Vrste iz rodova *Astragalus*, *Brassica* i *Populus*, imaju sposobnost da apsorbuju, akumuliraju i na kraju volatilizuju velike količine Se (Bañuelos et al., 1997; 1999). Kod bagrenca, bele topole i bagrema na pasivnim lagunama deponije pepela 'TENT A', primećeno je povećanje sadržaja Se u listovima sa starenjem pepela, pri čemu je taj sadržaj na L1 bio u normalnom opsegu, a na L2 veći od normalnog opsega za taj element (Tabela 75). U uslovima povećanog sadržaja Se u pepelu na lagunama deponije pepela 'TENT A', translokacija Se iz korena u listove kod tamariksa, bele topole i bagrema bila je znatno veća u poređenju sa biljkama na kontrolnim staništima (Slika 89). Kod bagrenca te razlike nisu bile toliko izražene. U poređenju sa drugim biljnim vrstama koje su rasle na pepelu, kod bagrenca je utvrđen najmanji TF za Se što ukazuje da ova vrsta najefikasnije zadržava usvojeni Se na nivou korena (Tabela 75).

Hrom (Cr)

Hrom ne predstavlja esencijalni element za biljke (Huffman & Allaway, 1973; Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Shanker et al., 2005; Singh et al., 2013). U malim koncentracijama ovaj hemijski element može imati povoljan efekat na rast biljaka (Hewitt, 1953; Shanker et al., 2009), dok u velikim koncentracijama postaje izuzetno toksičan, inhibitorno utičući na funkcionisanje biljaka, a često uzrokujući i njihovu smrt (Dube et al., 2003; Shanker et al., 2005; 2009). Normalnom količinom Cr u biljnim tkivima smatra se od 0.1 - 0.5 $\mu\text{g/g}$, a sve preko 5 $\mu\text{g/g}$ predstavlja toksičan sadržaj (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 74). Iako je u prirodi prisutan u mnogim valentnim stanjima (od -2 do +6), trovalentna Cr(III) i šestovalentna Cr(VI) forma Cr su najstabilnije, pa prema tome i najzastupljenije u terestričnoj sredini (Kimbrough et al., 1999). Cr(VI) predstavlja najtoksičniju formu hroma, koja je obično prisutna u obliku

oksianjona hromata (CrO_4^{2-}) ili dihromata (CrO_7^{2-}) (Shanker et al., 2005). Prisustvo oksida Mn u zemljištu utiče na brzu oksidaciju Cr(III) do Cr(VI), koji u zemljištu može opstati duže vreme, što ga čini više toksičnom formom Cr (Bartlett & James, 1979). Na osnovu klasifikacije USEPA (1999), Cr(VI) je svrstan u A grupu karcinogenih elemenata. Cr(III) je esencijalni mikroelement za zdravlje ljudi i životinja, ali ne i za biljake (Huffman & Allaway, 1973). On je manje mobilan i manje toksičan i uglavnom se nalazi vezan za organsku materiju u zemljištu (Becquer et al., 2003). Biljke usvajaju Cr kao Cr(III) ili Cr(VI), iako za njegovo usvajanje ne postoje specifični mehanizmi, već ga usvajaju zajedno sa usvajanjem esencijalnih elemenata i vode (Shanker et al., 2005). Njegovo usvajanje iz rastvora uslovljeno je sa pH, oksidativnim stanjem Cr i njegovom koncentracijom i prisustvom rastvorenih soli (Babula et al., 2008). Toksični efekti hroma prvenstveno zavise od forme ovog metala (Cr(III) ili Cr(VI)), čime je određeno njegovo usvajanje, translokacija i akumulacija (Singh et al., 2013). Usvajanje Cr(VI) je aktivan mehanizam koji se obavlja pomoću nosača za usvajanje esencijalnih anjona kao što su sulfati (Cervantes et al., 2001). Pri vezivanju za nosače pored S hromu takođe konkurišu Fe i P (Wallace et al., 1976). Cr(III) se usvaja pasivno, jednostavnom difuzijom na mesta katjonske razmene ćelijskog zida (Shanker et al., 2004). U odnosu na druge teške metale Cr je najmanje mobilan, tako da se najveći sadržaj Cr akumulira u korenu, a najmanji u vegetativnim i reproduktivnim organima (Ramachandran et al., 1980; Tauchnitz & Schnabel, 1983; Golovatyj et al., 1999; Singh et al., 2013). Koren može akumulirati i do 100 puta više Cr od nadzemnih delova (Zayed et al., 1998 b). Loša translokacija Cr u ovrške, kao i redukcija Cr(VI) nakon ulaska u ćelije korena do Cr(III) i njegovo vezivanje (sekvestracije) u vakuolama ćelija korena predstavlja prirodni odgovor biljke na toksičnost ovog elementa (Shanker et al., 2005).

Akumulacija Cr u biljnim tkivima uzrokuje visoku toksičnost i dovodi do strukturnih promena i redukcije rasta i akumulacije biomase. Takođe utiče na procese fotosinteze i respiracije i mehanizme usvajanja vode i mineralnih materija. Pri toksičnim koncentracijama Cr, različite enzimске aktivnosti, povezane sa metabolizmom skroba i azota, se smanjuju, ili direktnim uticajem na enzime, ili preko produkcije reaktivnih vrsta koseonika. Cr uzrokuje oksidativna oštećenja destrukcijom lipida membrana i oštećenjem DNA, a može izazvati i smrt biljke. Mali broj biljaka može akumulirati visoke količine Cr bez oštećenja (Singh et al., 2013).

U ovoj studiji, na svim ispitivanim staništima ispitivane vrste biljaka su u uslovima povećanog sadržaja Cr u supstratu primenjivale strategiju isključivanja ($BCF < 1$), pri čemu su najveći sadržaj usvojenog Cr zadržavale na nivou korena ($TF < 1$) (Slika 89; Tabela 75), što se može objasniti većim sadržajem manje mobilnog Cr(III) koji se vezuje u vakuolama ćelija korena. Na kontrolnom staništu K1, koje se odlikuje toksičnim ukupnim sadržajem Cr ali malom mobilnošću u zemljištu (Tabele 13, 23), bagrenac, bela topola i bagrem su uspešnom sekvestracijom toksičnog sadržaja Cr na nivou korena (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 74), održavale normalan sadržaj ovog elementa u nadzemnim delovima. Iako je ukupan sadržaj Cr u zemljištu na K2, bio niži od prosečnog opsega za ovaj element, u listovima tamariksa su na ovom staništu izmerene vrednosti veće od prosečnih (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 74), a $TF \approx 0.9$ može da ukazuje da je mehanizam zadržavanja na nivou korena kod ove vrste bio najmanje uspešan (Tabela 75). Na pasivnim lagunama deponije pepela 'TENT A', gde je u pepelu na L1 utvrđen kritičan sadržaj Cr, a na L2 sadržaj veći od prosečnog opsega, mehanizam vezivanja Cr na nivou korena kod bagrenca i bagrema bio je veoma uspešan (Tabela 75). Kod obe vrste sadržaj Cr u listovima je bio u opsegu normalnih vrednosti za ovaj element (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 74), pri čemu se kod bagrenca smanjivao sa smanjivanjem sadržaja ukupnog i bioraspoloživog Cr u pepelu sa njegovim starenjem (Tabele 72, 75). Iako su se tamariks i bela topola na L1 i L2 ponašale kao ekskluderi po pitanju usvajanja Cr iz supstrata, sadržaj ovog elementa u listovima je bio veći od sadržaja u listovima bagrenca i bagrema i kretao se u opsegu koncentracija koje su bile veće od od prosečnog sadržaja za ovaj element (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 74). Kod bele topole je uočeno smanjivanje, a kod tamariksa povećavanje sadržaja ovog elementa u listovima, iako se sadržaj Cr u pepelu smanjivao sa starenjem pepela (Slika 71, Tabela 72, 75). To može da ukaže da dugotrajno izlaganje tamariksa stresnim uslovima može da dovede do smanjivanja tolerantnosti ove vrste na povećane količine Cr. Maistro et al. (2004), tvrde da akumulacija Cr u listu čiji je transport iz korena veoma ograničen, može pre da potiče od usvajanja ovog elementa preko lista iz atmosfere ili deponovanih čestica na njemu, nego od njegove translokacije iz zemljišta. Normalan sadržaj Cr u listovima bagrenca i bagrema, sa tendencijom smanjivanja sa starenjem pepela, kao i $TF < 1$, čini ove dve

vrste pogodnim za fitoremedijaciju površina sa povećanim sadržajem Cr u supstratu procesom fitostabilizacije.

Nikl (Ni)

Prva istraživanja kojima je utvrđeno da Ni učestvuje u strukturi enzima ureaze ukazivalo je na moguću ulogu Ni u metabolizmu azota (Dixon et al., 1975). Važnu ulogu Ni u metabolizmu N kod leguminoznih biljaka potvrdila su istraživanja Eskew et al. (1984), da bi kasnije istraživanjima Brown et al. (1987) utvrđena važna uloga ovog elementa i kod neleguminoznih biljaka. Ova početna, ali i mnoga kasnija istraživanja uvrstila su Ni u grupu esencijalnih mikroelemenata (Marschner, 1995; Chen et al., 2009; López & Magnitsky, 2011), koji kao sastavni deo mnogih enzima ima važnu ulogu u različitim metaboličkim procesima, bez koga biljke ne bi mogle uspešno da završe svoj životni ciklus (Ragsdale, 1998; Chen et al., 2009). Usvajanje Ni preko korena se odvija pasivnom difuzijom ili aktivnim transportom (Seregin & Kozhevnikova, 2006). Odnos ova dva načina usvajanja Ni varira u zavisnosti vrste biljaka, forme i koncentracije Ni u supstratu ili hranljivom rastvoru (Dan et al., 2002; Vogel-Mikus et al., 2005). Usvajanje Ni od strane biljaka zavisi od koncentracije Ni^{2+} katjona, metabolizma biljke, kiselosti zemljišnog rastvora, prisustva ostalih metala i sastava organske materije (Chen et al., 2009). Tako na primer pri $pH > 6.5$ Ni egzistira u formi slabo rastvorljivog hidroksida, dok se pri $pH < 6.5$ povećava prisustvo relativno rastvorljivih jedinjenja (Brown, 2006). Cu^{2+} , Zn^{2+} i Mg^{2+} se kao i Ni^{2+} usvajaju preko istog transportnog sistema pri čemu samo Cu i Zn imaju inhibitorski uticaj na usvajanje Ni, zbog kompeticije (Chen et al., 2009). Preko 50 % absorbovanog Ni od strane biljaka ostaje vezano u ćelijama korena, zbog njegovog vezivanja za katjonska mesta razmene na zidovima parenhimalnih ćelija ksilema i imobilizacijom u vakuolama (Cataldo et al., 1978; Seregin & Kozhevnikova, 2006). Pored toga, najveći procenat Ni u ćelijama korena je prisutan u vaskularnim cilindrima, a manje u korteksu, što ukazuje na njegovu visoku mobilnost kroz ksilem do izbojaka i listova, i kroz floem, od starih do mladih listova, pupoljaka, plodova i semena. U stablu i listovima, Ni je najviše lokalizovan u vakuolama, ćelijskim zidovima i trihomama, vezan za organske kiseline (Chen et al., 2009).

Generalno, normalan opseg sadržaja ovog elementa u biljkama se kreće od 0.1 - 5 $\mu g/g$, dok se toksičnom koncentracijom smatra $>10 \mu g/g$, za osetljive vrste biljaka

(Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 74), $>50 \mu\text{g/g}$ za umereno tolerantne biljke (Asher, 1991) i $>1000 \mu\text{g/g}$ za biljke hiperakumulatore (Pollard et al., 2002). S obzirom na minimalne potrebe biljaka za ovim elementom simptomi toksičnosti su mnogo češća pojava od simptoma deficita (López & Magnitsky, 2011). Deficit Ni kod leguminoza i ostalih dikotiledonih biljaka, uzrokuje smanjenje aktivnosti enzima ureaze, što dovodi do akumulacije toksičnog sadržaja uree i manifestuje se kao nekroza na vrhovima listova (Eskew et al., 1983; Walker et al., 1985; Bai et al., 2006). Po Brown (2006), glavni faktori koji uzrokuju deficit Ni su: prekomerna količina Cu i Zn koja inhibira usvajanje Ni, $\text{pH}>6.5$ što uslovljava stvaranje slabo rastvorljivih hidroksida i oksida Ni, visok sadržaj N, Fe, Mn, Ca ili Mg u supstratu, visok sadržaj fosfora koji pogoduje obrazovanju fosfata Ni i smanjuje apsorpciju Ni od strane biljaka i inhibicija aktivnosti ureaze akumulacijom Cu u biljkama. Mehanizmi toksičnog delovanja Ni još uvek nisu potpuno razjašnjeni, ali se predpostavlja da ih uzrokuju indirektni mehanizmi, koji se na osnovu dosadašnjih saznanja baziraju na interferenci sa ostalim esencijalnim metalima i indukciji oksidativnog stresa (Chen et al., 2009). Predpostavlja se da prekomerna količina Ni može redukovati biosintezu metaloenzima, uzrokujući deficit esencijalnih metala Cu, Zn ili Mn, koji su njihovi sastavni delovi (Gajewska et al., 2006), dok zamenom Mg jona u hlorofilu Ni može inhibirati transport elektrona u PSII (Küpper et al., 1996). Iako Ni direktno ne stvara reaktivne vrste kiseonika (ROS), jer nije redox-aktivan metal, on redukuje aktivnost mnogih ćelijskih antioksidativnih enzima, smanjjući sposobnost biljke da eliminiše ROS, što dovodi do njihove akumulacije i oksidativnog stresa (Gajewska & Sklodowska, 2007; Zhao et al., 2008). Odgovori biljaka koje rastu na supstratima kontaminiranim niklom su: usporeno klijanje, inhibicija rasta, redukcija prinosa, nastanak hloroza i venjenje, inhibicija asimilacije CO_2 , kao i smanjena provodljivost stoma (Chen et al., 2009). Simptomi toksičnosti Ni mogu podsećati na simptome deficita Fe zbog redukovane apsorpcije Fe od strane biljaka, koje rastu na supstratima sa visokim sadržajem Ni (Mengel & Kirkby, 2001).

Iako je na ispitivanim staništima ukupni sadržaj Ni u supstratu bio veći do prosečnog, a na L1 i K1 čak u kritičnom opsegu (Tabele 14, 72), bazni uslovi u supstratu ($\text{pH}>6.5$, Brown, 2006) su uslovlili njegovu malu dostupnost (Tabela 24, 72), pa biljke nisu akumulirale Ni u svojim tkivima ($\text{BCF}<1$) (Slika 89). Pored toga, nizak sadržaj bioraspoloživog Cu i Zn u supstratu, nije mogao da inhibira usvajanje Ni, tako

se kod svih ispitivanih vrsta biljaka, na svim staništima, sadržaj ovog elementa u biljnim tkivima kretao u normalnom opsegu za ovaj element (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Tabela 74), osim kod bele topole na L1 gde je sadržaj Ni u listovima bio veći od prosečnog ali manji od toksičnog. Manji sadržaj konkurentskih metala u pepelu, uslovio je veću translokaciju Ni u listove kod bele topole i bagrema ($TF > 1$), ali ne i kod bagrenca ($TF < 1$) (Slika 89). Na kontrolnim staništima, gde je utvrđen veći sadržaj bioraspoloživog Ni u zemljištu, ispitivane vrste bagrenac, bela topola i bagrem su veći deo usvojenog Ni zadržavale na nivou korena ($TF < 1$) (Slika 89), dok je tamariks po tom pitanju bio manje efikasan translocirajući veći sadržaj Ni u listove, što se može pokazati kao nepovoljna osobina na supstratima sa većim sadržajem biološki dostupnog Ni. Kada je u pitanju Ni, sve vrste su pokazale normalnu obezbeđenost ovim mikroelementom, pri čemu je stabilizaciona funkcija ipak bila najizraženija kod bagrenca.

Rezultati kanonijske diskriminacione analize pokazali su koji je od ispitivanih mikroelemenata, čiji je sadržaj ispitivan u korenu i listu četiri drvenaste vrste, najviše uticao na razlike u adaptivnom potencijalu tih vrsta na različitim staništima, kao i različitih vrsta na svakom od ispitivanih staništa.

Kod tamariksa, najveće razlike su utvrđene u sadržaju Mn i Zn u korenu, i B i Se u listu. U korenu tamariksa veći sadržaj Mn i Zn je utvrđen na K2 i L1 u odnosu na L2. I pored toga sadržaj ova dva elementa u korenu tamariksa je na svim staništima bio generalno nizak, odnosno u opsegu deficita, osim na K2 gde je prosečni sadržaj Zn od 20.45 $\mu\text{g/g}$ bio na donjoj granici normalnog sadržaja (Tabela 75). Na osnovu ove analize razlike između staništa su činili veći sadržaj B i Se u listu na L2 u odnosu na L1 i K2. Intenzivnija translokacija ovih elemenata iz korena u list tamariksa sa starenjem pepela, iako se bioraspoloživi sadržaj ovih elemenata sa starenjem pepela smanjivao, dovela je do povećanja njihovog sadržaja u listovima tamariksa tokom vremena, tako da je sadržaj B u listovima na L2, a Se na obe lagune, bio u toksičnom opsegu (Tabela 75).

Kod bagrenca, najveće razlike su utvrđene u sadržaju Mo, B i Cu u korenu, kao i B i Zn u listu. U korenu bagrenca sadržaj Mo i B kretao se u normalnom opsegu na svim staništima, pri čemu je ipak bio veći na L1 i L2 u odnosu na K1, dok je sadržaj Cu bio veći na K1 u odnosu na L1 i L2 gde je bio u deficitu (Tabela 75). U listu bagrenca veći i toksičan sadržaj B je utvrđen na L1 i L2 u odnosu na K1, pri čemu se sa starenjem pepela toksičnost B u listovima bagrenca smanjivala. Veći sadržaj Zn u listovima

bagrenca na L2 izdvajao je ovo stanište bagrenca od K1 i L1 gde je Zn u listovima bio u deficitu (Tabela 75).

Kod bele topole, najveće razlike su utvrđene u sadržaju Mn u korenu, kao i sadržaju Zn, Cu, i B u listovima. U korenu bele topole, veći sadržaj Mn utvrđen je na K1 u odnosu na L1 i L2, a u listu veći sadržaj Zn, Cu i B na L1 i L2 u odnosu na K1 (Tabela 75). I pored razlike sadržaj Zn i Cu u listovima bele topole je bio u normalnom opsegu za ovaj element, dok je sadržaj B na obe lagune bio u toksičnom opsegu i smanjivao se sa starenjem pepela, odnosno sa smanjivanjem ukupnog i biološki dostupnog sadržaja ovog elementa u pepelu (Tabele 72, 75).

Kod bagrema, najveće razlike su utvrđene u sadržaju Mn, Ni, B i Mo u korenu, kao i sadržaja Mo, As i B u listovima, U korenu bagrema sadržaj Mn, Ni i B je bio veći na K1 u odnosu na L1 i L2, a Mo veći na L1 i L2 u odnosu na K1. I pored toga, sadržaj Ni i B u korenu bagrema je bio u normalnom opsegu na svim staništima, a Mn u deficitu na svim staništima, dok je sadržaj Mo u korenu na L1 i L2 bio u toksičnom opsegu, a na K1 u normalnom opsegu (Tabela 75). Toksičan sadržaj B i As na L1 i L2, kao i toksičan sadržaj Mo na L2 najviše je razdvajao bagrem sa ovih staništa od bagrema sa K1 gde je sadržaj ovih elemenata u listovima bio u normalnom opsegu (Tabela 75).

Na kontrolnom staništu ispitivane vrste su se najviše razlikovale na osnovu sadržaja Ni, Cu i Zn u korenu i sadržaja Zn i Mn u listovima. Veći sadržaj Ni u korenu bele topole razlikovao je ovu vrstu od ostalih vrsta sa kontrolnog staništa, mada je sadržaj ovog elementa kod svih ispitivanih vrsta bio u normalnom opsegu. Normalan sadržaj Cu u korenu izdvajao je bagrenac od ostalih vrsta kod kojih je sadržaj ovog elementa u korenu bio u deficitu, dok je normalan sadržaj Zn u korenu tamariksa i bele topole izdvajao ove dve vrste od bagrenca i bagrema kod koji je sadržaj Zn u korenu bio u deficitu. Deficit Zn u listovima izdvajao je bagrenac i bagrem od tamariksa i bele topole kod kojih je sadržaj ovih elemenata bio normalan. Iako je sadržaj Mn u listovima kod svih vrsta bio u deficitu, tamariks se na kontrolnom staništu izdvajao od ostalih vrsta po nešto većem sadržaju ovog elementa jer se zemljište na K2 odlikovalo njegovim većim ukupnim i biološki dostupnim sadržajem od zemljišta na K1 (Tabele 72, 75).

Na pasivnoj laguni L1 ispitivane vrste su se najviše razlikovale na osnovu sadržaja Zn, Mn i Mo u korenu i Cu, Se, B i Zn u listovima. Normalan sadržaj Zn u korenu izdvajao je belu topolu od ostalih vrsta sa L1 kod kojih je sadržaj ovog elementa u

korenu bio u deficitu. Veći sadržaj Mn u korenu bagrenca izdvajao je ovu vrstu od ostalih ispitivanih vrsta, iako je sadržaj ovog elementa u korenu kod svih ispitivanih vrsta na L1 bio u deficitu. Toksičan sadržaj Mo u korenu bagrema izdvajao je ovu vrstu na L1 od ostalih ispitivanih vrsta kod kojih je sadržaj ovog elementa u korenu bio u normalnom opsegu (Tabele 73, 75). Iako je kod svih ispitivanih vrsta na L1 sadržaj Cu u listovima bio u normalnom opsegu, tamariks se od ostalih vrsta razlikovao nešto većim sadržajem ovog elementa. Toksičan sadržaj Se i normalan sadržaj B u listovima izdvajao je tamariks od ostalih vrsta kod kojih je sadržaj Se bio u normalnom, a B u toksičnom opsegu. Deficit Zn u listovima bagrenca i bagrema izdvajao je ove dve vrste od tamariksa i bele topole kod kojih je sadržaj ovog elementa bio u normalnom opsegu na L1 (Tabela 75).

Na pasivnoj laguni L2 ispitivane vrste su se najviše razlikovale na osnovu sadržaja Zn i Mo u korenu, kao i sadržaja Zn, Se, Mo i B u listovima. Normalan sadržaj Zn u korenu izdvajao je belu topolu od ostalih vrsta kod kojih je sadržaj Zn u korenu bio u deficitu, a toksičan sadržaj Mo u korenu izdvajao je bagrem na L2 od ostalih vrsta kod kojih je sadržaj ovog elementa bio u normalnom opsegu. Veći, ali u normalnom opsegu, sadržaj Zn u listovima izdvajao je belu topolu od ostalih vrsta na L2, kod kojih je sadržaj ovog elementa bio manji, odnosno kod tamariksa u normalnom opsegu a kod bagrenca i bagrema na granici deficita. Toksičan sadržaj Se u listovima tamariksa izdvajao je ovu vrstu od ostalih vrsta na L2 kod kojih je sadržaj ovog elementa u listovima bio veći od normalnog, ali ne i toksičan. Toksičan sadržaj Mo u listovima izdvajao je bagrem od ostalih vrsta na L2 kod kojih je sadržaj ovog elementa bio u normalnim granicama. Iako je sadržaj B u listovima kod svih ispitivanih vrsta na L2 bio u toksičnom opsegu, bagrem se od ostalih vrsta izdvajao najvećim sadržajem ovog elementa (Tabela 75).

Generalno sve ispitivane vrste na pasivnim lagunama 'TENT A', osim tamariksa, su imale deficitaran sadržaj Mn u listovima, a bagrenac i bagrem i deficitaran sadržaj Zn. Toksični sadržaj B u listovima se kod bagrenca, bele topole i bagrema smanjivao sa starenjem pepela, na obe lagune dok je kod tamariksa nakon uspešne regulacije sadržaja B na L1, na L2 došlo do povećanja njegovog sadržaja što može da ukaže na povećanje osetljivosti ove vrste usled dugotrajnog izlaganja mnogobrojnim stresnim faktorima koji vladaju na deponiji 'TENT A'. Pored toga kod tamariksa su uočene toksične

koncentracije Se u listovima na obe lagune, sa tendencijom povećanja tokom vremena, a kod bagrema povećane koncentracije Mo u listovima, sa tendencijom povećanja tokom vremena do toksičnih koncentracija na L2. Toksičan sadržaj As kod bele topole na L1 i bagrema na L1 i L2, izdvajao je ove dve vrste sa mogućim negativnim uticajem na njihovo funkcionisanje (Tabela 76).

Tabela 76. Sadržaj mikroelemenata u korenu i listu ispitivanih biljaka na pasivnim lagunama deponije pepela ‘TENT A’ (L1 i L2) i kontrolnim staništima (K).

KOREN						
Sadržaj mikro elementa	K	L1	L2	K	L1	L2
		<i>T. tetrandra</i>			<i>A. fruticosa</i>	
Normalan	As B Zn Mo Se Cr Ni	As B Mo Se Cr Ni	B Mo Se Cr Ni	As B Cu Mo Se Cr Ni	B Mo Se Cr Ni	B Mo Se Cr Ni
Toksičan			As		As	As
Deficit	Cu Mn	Cu Zn Mn	Cu Zn Mn	Zn Mn	Cu Zn Mn	Cu Zn Mn
	<i>P. alba</i>			<i>R. pseudoacacia</i>		
Normalan	As B Zn Mo Se Cr Ni	B Cu Zn Mo Se Cr Ni	B Zn Mo Se Cr Ni	As B Mo Se Cr Ni	As B Mo Se Cr Ni	As B Mo Se Cr Ni
Toksičan		As	As			
Deficit	Cu Mn	Mn	Cu Mn	Cu Zn Mn	Cu Zn Mn	Cu Zn Mn

LIST						
Sadržaj mikro elementa	K	L1	L2	K	L1	L2
		<i>T. tetrandra</i>			<i>A. fruticosa</i>	
Normalan	As B Cu Zn Mo Se Cr Ni	As B Cu Zn Mn Mo Cr Ni	As Cu Zn Mn Mo Cr Ni	As B Cu Mo Se Cr Ni	As Cu Mo Se Cr Ni	As Cu Mo Se Cr Ni Zn
Toksičan		Se	B Se		B	B
Deficit	Mn			Zn Mn	Zn Mn	Mn
	<i>P. alba</i>			<i>R. pseudoacacia</i>		
Normalan	As B Cu Zn Mo Se Cr Ni	As Cu Zn Mo Se Cr Ni	Cu Zn Mo Se Cr Ni	As B Cu Mo Se Cr Ni	Cu Mo Se Cr Ni	Cu Mo Se Cr Ni Zn
Toksičan		B	As B		As B	As B
Deficit	Mn	Mn	Mn	Zn Mn	Zn Mn	Mn

6.4. ADAPTIVNI ODGOVOR BILJAKA NA USLOVE MULTIPNOG STRESA NA DEPONIJU PEPELA 'TENT A' U OBRENOVCU

6.4.1. Fiziološki i biohemijski odgovor biljaka na efekte multipnog stresa na staništu

6.4.1.1. Efikasnost fotosinteze ispitivanih vrsta biljaka

Stresni faktori sredine kao što su: suša, intenzivna svetlost, visoka ili niska temperatura, gasoviti polutanati, herbicidi, zaslanjenost, neadekvatna mineralna ishrana, deficit ili toksičnost teških metala, smanjuju fotosintetičku efikasnost biljaka i povećavaju fluorescenciju hlorofila (Lambers et al., 1998; Maxwell & Johnson, 2000). Fluorescencija hlorofila daje informaciju o stanju PSII, odnosno do koje mere PSII koristi energiju absorbovanu od strane hlorofila. Ona daje uvid u sposobnost biljaka da tolerišu stresne uslove životne sredine i u kojoj su meri ti stresni uslovi dovode do oštećenja fotosintetičkog aparata. Prema Bjorkman & Demmig (1987), optimalni opseg parametra fotosintetičke efikasnosti (F_v/F_m) koji ukazuje na normalno funkcionisanje velikog broja vrsta biljaka se kreće od 0.750 - 0.850. Kod listopadnog drveća prosečna vrednost ovog parametra je 0.843 ± 0.012 , dok je kod četinara 0.827 ± 0.005 . Snižavanje navedenih optimalnih vrednosti ukazuje na prisustvo fotoinhibitornih oštećenja, koja nastaju u uslovima kada su biljke izložene delovanju jednog ili više stresnih faktora na staništu.

Vrednosti parametra F_v/F_m (Tabela 50) kod svih ispitivanih vrsta na kontrolnim staništima i lagunama deponije pepela 'TENT A', različite starosti, bile su niže od opšteg optimalog opsega za biljke, kao i prosečne vrednosti za listopadno drveće (Bjorkman & Demmig, 1987). Smanjena vitalnost ispitivanih biljaka ukazuje da su na svim staništima one bile izložene delovanju brojnih stresnih faktora.

Kod ispitivanih vrsta biljaka na svim staništima, osim tamariksa na L1 i L2, izmeren je deficitaran sadržaj Mn u listovima. Mangan je hemijski element koji je direktno uključen u reakcije transporta elektrona i esencijalan je za sintezu hlorofila (Wang &

Jin, 2005). Njegov deficit dovodi do destrukcije strukture tilakoidnih membrana hloroplasta, smanjenje broja reakcionih centara PSII i dovodi do degradacije kompleksa za fotolizu vode u kome četiri atoma Mn obezbeđuje energiju neophodnu za oksidaciju dva molekula vode do kiseonika (Dasgupta et al., 2008; Hustad et al., 2009; Qu et al., 2012). Deficitarni sadržaj Zn izmeren je u listovima bagrenca i bagrema na svim ispitivanim staništima. Smanjenje fotosintetičkog kapaciteta kod biljaka sa smanjenim sadržajem Zn u listovima, može biti povezano sa smanjenjem intercelularnog sadržaja CO₂, smanjenom provodljivošću stoma (Sharma et al., 1994; 1995), i smanjenjem aktivnosti enzima ugljenik anhidraze (Cakmak & Engels, 1999, Hacısalihoglu et al., 2003). Pored toga, akumulacija saharida u listovima u uslovima deficitarnog sadržaja Zn, može biti važan faktor inhibicije fotosinteze (Marschner, 1995; Cakmak, 2000). Zbog svega navedenog deficit Zn može da se manifestuje kroz smanjenje vrednosti odnosa Fv/Fm (Wang & Jin, 2005; Hajiboland & Amirazad, 2010). Toksičan sadržaj As u listovima bele topole na L2 i bagrema na L1 i L2 može štetno da se odrazi na mnoge metaboličke procese ovih vrsta, pa i na proces fotosinteze (Stoeva et al., 2004; Gusman et al., 2013). Brojna istraživanja su ukazala da sa povećanjem koncentracije As u hranljivom rastvoru dolazi do fotohemijskih promena PSII, odnosno dolazi do narušavanja elektronskog transportnog lanca, što uslovljava promene u formiranju NADPH i ATP, i rezultira povećanom fluorescencije hlorofila, što se manifestuje kroz smanjenje odnosa Fv/Fm (Stoeva & Bineva, 2003; Rahman et al., 2007; Gusman et al., 2013). Toksičan sadržaj B u listovima izmeren je kod svih ispitivanih vrsta biljaka na obe lagune, osim kod tamariksa na L1. Inhibicija procesa fotosinteze pri povećanom sadržaju B u listovima konstatovana je od strane mnogih autora (Han et al., 2008; 2009; Ardic et al., 2009 a; Guidi et al., 2011; Chen et al., 2012; Landi et al., 2012). Istraživanja Ardic et al. (2009 a) su pokazala da je inhibicija pri istom sadržaju B mnogo više izražena kod varijeteta soje osetljivih na sušu nego kod tolerantnih varijeteta. Iako je potvrđeno da toksičan sadržaj B inhibira proces fotosinteze, informacije o mehanizmu njegovog delovanja su još uvek retke i često kontradiktorne. Po Han et al. (2009) na redukciju intenziteta fotosinteze u uslovima toksičnog sadržaja B utiče smanjena asimilacija CO₂, usled smanjene aktivnosti nekih enzima uključenih u proces njegovog usvajanja. Ovi autori takođe smatraju da smanjena iskorišćenost NADPH i ATP usled toksičnog sadržaja B koji inhibira elektronski transport, dovodi do

oksidativnog stresa i stvaranja ROS. Smanjena asimilacija CO₂ pri toksičnom sadržaju B u listovima, utvrđena je kod mnogih biljnih vrsta kao što su kivi (Sotiropoulos et al., 2002), mandarina (Papadakis et al., 2004a), limun (Han et al., 2009; Sheng et al., 2010), kruška (Wang et al., 2011). Neki autori su utvrdili da je redukcija fotosinteze usled toksičnog sadržaja B praćena povećanjem intercelularne koncentracije CO₂, pri čemu provodljivost stoma može ostati nepromenjena (Sotiropoulos et al., 2002) ili može biti smanjena (Papadakis et al., 2004a). Prema istraživanjima Pereira et al. (2000), na smanjenje fotosintetičke efikasnosti mogu uticati i strukturna oštećenja tilakoidnih membrana, do kojih takođe dolazi usled toksičnog sadržaja B. Značajno smanjenje odnosa Fv/Fm u uslovima toksičnog sadržaja B utvrdili su brojni autori (Larsson et al., 1998; Papadakis et al., 2004a; 2004b; Guidi et al., 2011). Toksičan sadržaj Se izmeren je u listovima tamariksa na L1 i L2. Istraživanja Geoffroy et al. (2007) na algama su pokazala da toksične koncentracije Se u vidu selenata inhibiraju proces fotosinteze dovodeći do strukturnih i funkcionalnih oštećenja ćelija, koja se najpre manifestuju na hloroplastima u vidu promena na tilakoidnim membranama, a zatim u vidu narušenog transporta elektrona i oštećenja antena pigmentata. Oštećenja PSII koja se manifestuju kroz povećanje fluorescencije i smanjenje odnosa Fv/Fm, mogu se pripisati obrazovanju selenocisteina u hloroplastima, odnosno supstituciji sumpora selenom u Fe-S proteinima uključenim u proces fotosinteze, usled hemijske sličnosti ova dva elementa (Van Hoewyk, 2013). S druge strane, istraživanja Mechora & Germ (2010) su pokazala da se visoke koncentracije Se negativno odražavaju na respiratorni potencijal soje (*Glycine max* L. Merr), ali ne i na njenu fotosintetičku aktivnost. Toksičan sadržaj Mo izmeren u listovima bagrema na L2, mogao bi usled antagonističkih odnosa Mo i Cu biti uzrok smanjenog sadržaja Cu u njima. Naša ranija istraživanja vrste *Spiraea x vanhouttei* (Briot.), u urbanim zonama Beograda, pokazala su da se deficitaran sadržaj Cu u listovima za rezultat ima smanjenu fotosintetičku aktivnost ove vrste (Pavlović et al., 2007).

Deficitaran sadržaj N i P u pepelu na pasivnim lagunama deponije pepela 'TENT A', takođe se može negativno odraziti na fotosintetičku aktivnost biljaka na ovim staništima. Azot predstavlja jedan od najvažnijih nutrijenata koji biljke koriste za sintezu neophodnih amino i nukleinskih kiselina. Niži ukupni sadržaj N u listovima biljaka dovodi do akumulacije ugljenih hidrata u njima i redukcije intenziteta

fotosinteze (Afrousheh et al., 2010). Sadržaj N u listovima pokazuje snažnu korelaciju sa asimilacijom CO₂ u uslovima visoke sunčeve radijacije (Evans, 1989), koja je zbog otvorenosti staništa prisutna na deponiji pepela 'TENT A'. Istraživanja Cheng et al. (2000) su pokazala da se smanjenje sadržaja N u listovima jabuke odrazilo na smanjenje fotosintetičke efikasnosti, ali da je do smanjenja parametra Fv/Fm došlo tek pri veoma niskom sadržaju azota. Značaj P za normalno odvijanje procesa fotosinteze ogleda se u tome što njegov nedostatak utiče na regeneraciju NADPH, sintezu skroba, transport šećera kroz membrane hloroplasta, energetske metabolizam i produkciju ATP, količinu i efikasnost karboksilacije u procesu fotosinteze, stepen elektronskog transporta, regeneraciju CO₂ akceptora (Ripley et al., 2004).

Pored neadekvatne mineralne ishrane, biljke koje rastu na pasivnim lagunama deponije pepela 'TENT A', konstantno su izložene mehaničkom delovanju pepela koji ima abrazivan efekat na listove. Pepeo takođe predstavlja fizičku barijeru koja smanjuje dostupnost aktivne fotosintetičke radijacije i sposobnost biljaka da je apsorbuju (Pavlović et al., 2004). Deponovane čestice pepela na površini listova biljaka na deponiji pepela 'TENT A' mogu tokom toplog i suvog letnjeg perioda doprineti pregrevanju listova što se može takođe odraziti na proces fotosinteze. Oštećenja izazvana toplotnim stresom podrazumevaju širok opseg strukturnih i funkcionalnih promena u ćelijama biljaka, pri čemu fotosinteza predstavlja proces koji je najosetljiviji na oscilacije ovog parametra (Georgieva et al., 2000). Utvrđeno je da se pri temperaturama iznad 30°C asimilacija CO₂ smanjuje (Berry & Björkman, 1980), što može biti jedan od razloga za inhibiciju fotohemijske aktivnosti PSII. Utvrđeno je da PSII predstavlja termički najlabilniju komponentu transportnog lanca elektrona u procesu fotosinteze (Havaux et al., 1991), pri čemu su od svih reakcija koje se odvijaju u PSII, najosetljivije one u kojima se oslobađa kiseonik (Enami et al., 1994). Odvajanje dva od četiri atoma Mn iz PSII kompleksa, pod uticajem visokih temperatura, dovodi do potpune inaktivacije oslobađanja kiseonika, odnosno inhibicije PSII, što se manifestuje kroz smanjenje vrednosti parametra Fv/Fm (Nash et al., 1985; Georgieva et al., 2000). Pregrevanje pepela zbog njegove tamne boje i njegova peskovita tekstura, mogu tokom toplog letnjeg perioda doprineti smanjenju sadržaja vode dostupne biljkama. Smanjivanje relativnog sadržaja vode u listovima indukuje zatvaranje stoma, i smanjeno snabdevanje mezofilnih ćelija biljke ugljendioksidom, što kao posledicu može usloviti

smanjivanje intenziteta fotosinteze (Lawlor & Cornic, 2002). Takođe, efekti povećanog saliniteta supstrata na intenzitet fotosinteze veoma su slični efektima koji su primećeni prilikom izloženosti biljaka efektima suše (Baker & Rosenqvist, 2004).

Trofaktorska analiza varijansi je pokazala da su na varijabilnost parametra Fv/Fm, kao pokazatelja fotosintetičke efikasnosti PSII veliki uticaj imala sva tri analizirana faktora varijabilnosti (sezona, stanište i vrsta) (Tabela 49). Najveći uticaj sezone ukazuje da je fotosintetička aktivnost ispitivanih vrsta biljaka bila najviše uslovljena promenom klimatskih faktora tokom sezone, kao i njihovim različitim životnim ciklusima i fenološkim osobinama. U vremenskoj analizi na nivou vrste, rezultati su pokazali da je uticaj sezonskih promena bio najizraženiji kod bagrenca i bele topole na kontrolnom staništu (Slika 90), gde je zabeleženo opadanje vrednosti Fv/Fm od maja do septembra. Jedan od razloga opadajućem trendu Fv/Fm može biti to što ove dve vrste koje prirodno rastu na vlažnim i poplavnim rečnim obalama zahtevaju veće količine zemljišne vlage koju su, u dovoljnoj količini mogle da obezbede samo u proleće kada su izmerene najveće vrednosti Fv/Fm (0.758; 0.748). Drugi razlog se može pripisati njihovom životnom ciklusu i fenološkim osobinama, odnosno snažnom porastu u proleće kada je efikasnost fotosinteze bila najveća, i kasnijem smanjivanju rasta tokom leta i jeseni, što se uočava kroz smanjivanje vrednosti Fv/Fm. Za drvenaste vrste u prirodnim uslovima karakteristične su sezonske promene efikasnosti fotosinteze, maksimalne u proleće, a minimalne u jesen (Lichtenthaler et al., 1989). Uticaj sezonskih promena uočen je i na prostornom nivou (razlike između staništa) (Slika 91), pri čemu su razlike između staništa kod svake od ispitivanih biljaka bile najizraženije u maju i septembru, kada su na pasivnim lagunama bile izmerene niže vrednosti fotosintetičke efikasnosti u odnosu na kontrolna staništa. Nisku vrednost odnosa Fv/Fm kod žbunastih i drvenastih vrsta *Tamarix* sp., *Populus alba*, *Spiraea x vanhouttei* i *Amorpha fruticosa* na deponiji pepela 'TENT A' u Obrenovcu, utvrdili smo u našim ranijim istraživanjima (Pavlović et al., 2007; Mitrović et al., 2012). Naime smanjena fotosintetička efikasnost, koja se kod navedenih biljaka kretala u opsegu od 0.500 - 0.600, posledica deficita esencijalnih elemenata Cu, Mn, Zn, N i P i visokog sadržaja B u pepelu, kao i ekstremnih mikroklimatskih uslova. U ovoj studiji kod ispitivanih vrsta biljaka, razlike u fotosintetičkoj efikasnosti između kontrolnih staništa i laguna deponije pepela 'TENT A', u maju su uslovljavali povoljniji vodni i termički uslovi prisutni na

K, dok su na L1 i L2 njihovu smanjenu vitalnost uslovljavali nedostatak vlage, povećan salinitet, nedostatak esencijalnih i toksičan sadržaj mikroelemenata. Stresni uslovi na pasivnim lagunama deponije pepela 'TENT A' u maju naročito su se odrazili na fotosintetičku efikasnost bele topole na obe lagune i bagrema na L2. U julu izuzetno visoke temperature i deficit vlage na svim staništima umanjili su razlike između vrsta. Niža fotosintetička efikasnost utvrđena je samo kod tamariksa na L1 i bagrema na L2. U septembru niža fotosintetička efikasnost na L2 u odnosu na K i L1 utvrđena je kod bagrenca i bagrema.

Poređenjem fotosintetičke efikasnosti ispitivanih biljnih vrsta na svakom od ispitivanih staništa, uočeno je da na K i L1 u prva dva vremenska preseka (maj i jul) u fazama najintenzivnijeg rasta razlika između vrsta nema (Tabela 50). Značajno je naglasiti da su u prvom delu sezone na L1 sve ispitivane vrste pokazale sličan fiziološki odgovor na efekte već pomenutih stresnih faktora na toj laguni. U septembru, niže vrednosti Fv/Fm utvrđene kod bagrenca i bele topole na K, verovatno su bile posledica prirodnog starenja listova, dok je niža vrednost Fv/Fm kod bele topole na L1, pored procesa prirodnog starenja i rezultat akumulacije toksičnog sadržaja B koji je u listovima ove vrste iznosio čak 491.9 µg/g. Dugotrajna izloženost stresnim faktorima sredine na L2, starosti jedanaest godina, uslovljavala je da razlike u fotosintetičkoj efikasnosti između vrsta budu više izražene, i to naročito u maju i septembru. Manji nivo usvajanja i akumulacije toksičnog sadržaja B u listovima tamariksa i bagrenca verovatno je jedan od razloga povoljnije fotosintetičke efikasnosti ove dve vrste u odnosu na belu topolu i bagrem u prvoj polovini sezone na L2. Pored toga povećanje sadržaja As u listovima bele topole i bagrema tokom vremena, kao i toksičan sadržaj Mo i sadržaj Cu na granici deficita u listovima bagrema, mogu takođe biti uzroci smanjenja fotosintetičke efikasnosti kod ove dve vrste u odnosu na tamariks i bagrenac na L2.

Sađena vrsta tamariks i spontano kolonizovana vrsta bagrenac, na laguni starosti jedanaest godina su pokazale najveću vitalnost, što ukazuje na veću tolerantnost ovih vrsta na stresne uslove koji vladaju na deponiji pepela 'TENT A'. Afinitet bele topole i bagrema ka akumulaciji visokih koncentracija B i As umanjila je vitalnost ovih vrsta i njihov adaptivni potencijal. Istraživanja fotosintetičke efikasnosti ukazuju da autohtone vrste, kao i vrste koje spontano kolonizuju ovakva staništa sa okolnih prostora, a pri

tome su tolerantnije na sušu i toksične koncentracije As i B i imaju umerene zahteve ka esencijalnim makro (N i P) i mikro elementima (Mn i Zn), imaju sposobnost da održavaju veći nivo fotosinteze što im omogućuje da se brže i bolje aklimatizuju i opstanu u stresnim uslovima koji vladaju na pasivnim lagunama deponije pepela 'TENT A' (Pavlović et al., 2004; Mitrović et al., 2008; Mitrović et al., 2012; Kostić et al., 2012).

6.4.1.2. Sadržaj pigmenata u listovima ispitivanih vrsta biljaka

Hlorofili (Chl a, Chl b), karotenoidi (Tot Carot) i antocijani (Antoc) predstavljaju najzastupljnije biljne pigmente, čiji sadržaj i relativni odnos određuju boju i izgled biljaka (Abbott, 1999). Pored toga, sadržaj ovih pigmenata lista obezbeđuje korisnu informaciju o fiziološkom statusu biljaka, a promene u njihovom sadržaju mogu biti indikacija izloženosti biljaka promenljivim faktorima životne sredine (Cervilla et al., 2012; Dobroviczka et al., 2013).

Za procenu stresnih efekata različitih faktora spoljašnje sredine na biljke neophodno je utvrditi promene koncentracija pigmenata (Chl a, Chlb, Tot Carot i Antoc), a naročito njihovog odnosa (Chl a/b i Chl a+b/Tot Carot), jer ovi faktori ne utiču na sve fiziološke procese ravnomerno (Gadallah, 1994; Drazkiewisz, 1994; Abdel-Basset et al., 1995; Ewais, 1997; Manios et al., 2003; Li et al., 2009). Smatra se da smanjenje sadržaja hlorofila nastaje usled njihove smanjene sinteze ili usled njihove ubrzane razgradnje (Rai et al., 2004 b). Utvrđeno je da teški metali inhibiraju sintezu hlorofila, inhibicijom δ -aminolevulinske kisele dehidrogenaze i protohlorofilid reduktaze (Prasad & Prasad, 1987; Ouzounidou, 1995). Pored toga, do smanjenja sadržaja hlorofila može doći i usled zamene centralnog Mg^{+2} jona u molekulu hlorofila metalnim jonima (Cu^{+2} , Zn^{+2} , Cd^{+2} , Pb^{+2} , Ni^{+2}) što dovodi do njegove destrukcije (Prasad, 1998; Küpper et al., 1998; Pandey et al., 2010). Akumulacija metala u biljnim tkivima utiče na smanjenje koncentracija Chl a i Chl b, ali i na smanjenje odnosa Chl a/b, jer je u stresnim uslovima hidroliza Chl a mnogo brža u odnosu na hidrolizu Chl b (Manios et al., 2003).

Trofaktorska analiza varijansi je pokazala da su na varijabilnost sadržaja hlorofila (Chl a, Chl b i Chl a+b) veliki uticaj imala sva tri analizirana faktora varijabilnosti (sezona, stanište i vrsta), pri čemu je uticaj staništa bio najizraženiji (Tabela 51). To

ukazuje na osetljivost ovih parametara na stresne uslove sredine na lagunama deponije pepela 'TENT A', a to su intenzivna svetlost i UV-B zračenje, suša, salinitet, deficit N, P, Mn i Zn i toksične koncentracije As, B i Se u listovima ispitivanih biljaka. Na varijabilnost odnosa Chl a/b uticaj su pokazale varijable sezona i vrsta (Tabela 51).

U listovima ispitivanih biljaka koje rastu na pasivnim lagunama deponije pepela 'TENT A', utvrđen je manji sadržaj hlorofila (Chl a, Chl b, Chl a+b) u odnosu na kontrolna staništa, pri čemu su najniže vrednosti izmerene na L2, laguni starosti 11 godina. Samo kod tamariksa u maju i septembru i bagrenca i bele topole u julu, nije bilo razlika u sadržaju hlorofila koje rastu na lagunama deponije pepela 'TENT A' i kontrolnim staništima (Slike 96-98). Najizraženije smanjenje sadržaja hlorofila u listovima, utvrđeno je kod bagrema na L2, što je u saglasnosti sa najnižim vrednostima Fv/Fm izmerenim na tom staništu. Jedini izuzetak uočen je kod spontano kolonizovane vrste bagrenca, u inicijalnoj fazi kolonizacije na L1 u maju (Slika 96). Iako na ovoj laguni vladaju izuzetno nepovoljniji uslovi staništa u vidu povećanog saliniteta, prekomerne koncentracije nekih hemijskih elemenata i ekstremnih mikroklimatskih uslova, bagrenac je na takve uslove staništa odgovarao značajnim povećanjem Chl a i manjim povećanjem Chl b, što je rezultovalo povećanjem ukupnog sadržaja hlorofila (Chl a+b), ali se nije odrazilo na odnos Chl a/b koji je ostao nepromenjen u odnosu na kontrolno stanište, što se može smatrati zaštitnim mehanizmom ove biljke na nepovoljne uslove staništa. To je u saglasnosti sa našim ranijim nalazima (Kostić et al., 2012) i nalazima drugih autora (Zou et al., 2011) koji su kod iste vrste takođe izmerili povećanje sadržaja Chl a, Chl b i Chl a+b, bez značajnih promena u odnosu Chl a/b u listovima bagrenca, u uslovima povećanog saliniteta. Povećanje sadržaja hlorofila kod bagrenca mogao je takođe usloviti i deficit vlage usled neredovnog zalivanja. Naime, Yan et al. (2011) su utvrdili da smanjenje vlage u zemljištu dovodi do povećanja sadržaja Chl a, Chl b i Chl a+b. Pored toga, Päivöke & Simola (2001) su utvrdili da povećan sadržaj As može uticati na povećanje sadržaja hlorofila u listovima.

Značajno smanjenje sadržaja hlorofila (Chl a i Chl b) kod vrsta koje rastu na deponijama pepela u poređenju sa kontrolnim staništima uočili su i drugi autori (Rai et al., 2004 a; Singh et al., 2008; Pandey et al., 2010; Gautam et al., 2012; Técher et al., 2012, Kostić et al., 2012; Gajić et al., 2013). Utvrđeno je da u uslovima prekomerne sunčeve radijacije, visoke temperature i suše, biljke smajuju sadržaj hlorofila sa ciljem

da smanje fotoinhibitorna oštećenja fotosintetičkog aparata (Kyparissis et al., 1995). Pored toga manji sadržaj hlorofila u listovima biljaka koje rastu na pepelu može se objasniti deficitom makro i mikro nutrijenata (Haynes, 2009), subletalnim stresom usled značajnog sadržaja Al uslovljenog aluminom - silikatnom prirodom letećeg pepela (Nirmala et al., 1995) i toksičnim sadržajem mikroelemenata i teških metala (Krupa & Baszynski, 1995; Vajpayee et al., 2000; Han et al., 2009; Moreno-Jiménez et al., 2009). Nedostatak enzima koji sadrže Mn, usled njedovog deficita, dovodi do narušavanja izoprenoidne putanje, odnosno smanjene sinteze pigmenata hloroplasta (Wilkinson & Ohki, 1988). Utvrđeno je da se deficit Mn odražava na smanjenu količinu hlorofila kod *Triticum aestivum* L. (Wilkinson & Ohki, 1988) i *Mentha piperita* L. (Candan & Tarhan, 2011). U listovima hikorije (*Carya illinoensis* (Wangenh.) C.Koch), sa deficitarnim sadržajem Mn, Henriques (2004) je utvrdio značajno smanjenje sadržaja Chl a+b u odnosu na kontrolna staništa, pri čemu je odnos Chl a/b na oba staništa bio sličan. Deficit Zn u listovima *Carya illinoensis* (Wangenh.) C. Koch, *Citrus sinensis* L. i *Oriza sativa* L. uzrokovao je značajno smanjenje sadržaja hlorofila (Hu & Sparks, 1991; Balakrishnan et al., 2000; Wenrong et al., 2008). Deficit Cu u listovima *Beta vulgaris* L., *Avena sativa* L. i *Spinacia oleracea* L. doveo je do smanjene sinteze hlorofila u listovima ovih biljaka (Dropa et al., 1987; Baszynski et al., 1978). Istraživanja Shaibur & Kawai (2009) i Gusman et al. (2013) su pokazala da povećanje sadržaja As u hranljivom rastvoru nije uslovilo promene u sadržaju hlorofila u listovima ispitivanih biljaka. Za razliku od njih, Stoeva & Bineva (2003) i Rahman et al. (2007) su utvrdili smanjenje, a Päivöke & Simola (2001) povećanje njihovog sadržaja, što se može smatrati mehanizmom zaštite usled arsenom indukovano oksidativnog stresa. Istraživanja Moreno-Jiménez et al. (2009) utvrdila su da se povećanje sadržaja As u listovima *Pistacia lentiscus* L. i *Tamarix galica* L. odrazilo na značajno smanjenje sadržaja Chl a, dok je uticaj na sadržaj Chl b bio manje izražen. Inhibitoran efekat As na sintezu hlorofila zavisi od njegove koncentracije (Jain & Gadre, 1997). Njegov uticaj na sintezu hlorofila je mnogo izraženiji u odnosu na uticaj na ostale metaboličke procese u biljnim ćelijama. Veći uticaj As na aktivnost δ -aminolevulininske kisele dehidrogenaze u odnosu na aktivnost hlorofilaze, govori da će se toksičan sadržaj As više odraziti na sintezu hlorofila nego na njegovu degradaciju. Ispitivanja efekata B na sadržaj fotosintetičkih pigmenata u listovima *Vigna unguiculata* L. su pokazala da svako odstupanje od

normalnog sadržaja B dovodi do smanjenja sadržaja Chl a, Chl b i Chl a+b, pri čemu je smanjenje sadržaja ovih fotosintetičkih pigmenata mnogo izraženije pri toksičnom sadržaja B nego kada je B u deficitu (Inbaraj & Muthuchelian, 2011). Toksičan sadržaj B u listovima *Citrus* sp. doveo je do smanjenja sadržaja hlorofila (Keles et al., 2004; Papadakis et al., 2004 b; Han et al., 2009), što se ogleda u izraženom prisustvu hloroza, kao glavnih simptoma toksičnog sadržaja B kod ovih biljaka. Neki autori su smanjenje sadržaja hlorofila pri povećanoj koncentraciji B pripisali njegovom uticaju na smanjenje sadržaja Fe, koji ima esencijalnu ulogu u sintezi δ -aminolevulinske kiseline i protohlorofilida koji su prekursori u biosintezi hlorofila (Mortvedt et al., 1991; Sotiropoulos et al., 2006), što je utvrđeno u listovima jabuke (*Malus domestica* Borkh.) (Mouhtaridou et al., 2004). Suprotno, istraživanja simptoma toksičnosti B na listovima paradajza su pokazala da sa povećanjem sadržaja B dolazi do povećanja sadržaja hlorofila (Cervilla et al., 2012). Povećan sadržaj B u listovima dovodi do smanjenja lisne površine i povećanja površine listova zahvaćenih nekrozama, tako da su ovi istraživači zaključili da povećanje sadržaja hlorofila u listovima paradajza predstavlja odgovor biljaka u pravcu kompenzovanja gubitka fotosintetički aktivne lisne površine. Kod vrsta *Solanum lycopersicum* L., *Daucus carota* L. i *Pinus banksiana* Lamb., izlaganje povećanim koncentracijama B nije uslovalo promene u sadržaju hlorofila (Apostol & Zwiazek, 2004; Eraslan et al., 2007 a; Cervilla et al., 2012). Postoje indicacije da toksične koncentracije Se inhibiraju sintezu porfobilinogena, što takođe može uticati na biosintezu hlorofila (Padmaja et al., 1989). Tako je značajno smanjenja sadržaja hlorofila uslovalo tretiranje listova kafe (*Coffea arabica* cv. Catuaí) selenitom (Mazzafera, 1998), kao i zelene salate (*Lactuca sativa*) rastvorom H_2SeO_4 (Xue et al., 2001).

Pored promena u koncentraciji Chl a i Chl b, promene u njihovom odnosu (Chl a/b) predstavljaju jednako značajan pokazatelj za procenu efekata faktora sredine na biljke. Odnos Chl a/b predstavlja indikator funkcionalnog pigmentnog sadržaja i svetlosne adaptiranosti fotosintetičkog aparata. Smanjenje ovog odnosa predstavlja rani upozoravajući pokazatelj toksičnog efekta akumulacije metala u biljkama (Li et al., 2009). Uprkos smanjenju sadržaja hlorofila u listovima biljaka sa deponije pepela 'TENT A', odnos Chl a/b kod tamariksa i bagrenca je skoro tokom celog perioda istraživanja ostao nepromenjen, što ukazuje na njihovu nižu osetljivost na zagađenje i

povećan salinitet i postojanje izvesnih mehanizama zaštite koji su se odrazili na stabilnost ukupne aktivnosti PSII. Odsustvo razlika u odnosu Chl a/b u listovima *Miscanthus x giganteus* sa trinaest godina stare deponije pepela u Francuskoj i kontrolnog staništa utvrdili su Técher et al. (2012), što po ovim autorima potvrđuje adaptivni fiziološki odgovor ispitivanih biljaka na uslove sredine na toj deponiji. Po Lichtenthaler & Buschmann (2001) opseg odnosa Chl a/b za zdrave biljke se kreće od 2.5 - 3.5. Kod tamariksa i bagrenca na L1 i L2 odnos Chl a/b se kretao od 2.9 – 3.5, odnosno nalazio se u opsegu za zdrave biljke. Povećanje odnosa Chl a/b utvrđeno u listovima bagrema na L2 u maju i julu, povezano je sa promenom sastava pigmenata, odnosno sa smanjenjem sadržaja Chl b koji je više zastupljen u LHCP kompleksu (Lambers et al., 1998; Loggini et al., 1999). Redukcija sadržaja Chl b može se smatrati adaptivnim mehanizmom hloroplasta biljaka, koji im omogućava opstanak u nepovoljnim uslovima staništa (Asada et al., 1998). Smanjenje odnosa Chl a/b kod bele topole na L1 posledica je akumulacije B, jer je utvrđeno da je u uslovima stresa hidroliza Chl a mnogo brža u odnosu na hidrolizu Chl b (Drazkiewisz, 1994; Abdel-Basset et al., 1995).

Trofaktorska analiza varijanse je pokazala da su na razlike u sadržaju karotenoida (Tot Carot) u listovima ispitivanih vrsta uticaj imala sva tri analizirana faktora varijabilnosti (stanište, sezona i vrsta), ali da je uticaj vrste bio najizraženiji, odnosno da je sadržaj Tot Carot u listovima individualna karakteristika svake od ispitivanih biljnih vrsta (Tabela 56). Približno jednak sadržaj Tot Carot kod tamariksa, bagrenca i bela topole na L1 i kontrolnim staništima ukazuje da ove vrste poseduju potencijal održavanja stabilne funkcije karotenoida, iako su na ovoj laguni utvrđeni najnepovoljniji uslovi staništa, dok manja količina Tot Carot u listovima bagrema na L1 u odnosu na kontrolno stanište ukazuje na manju fotozaštitnu funkciju ukupnih karotenoida kod bagrema na laguni starosti 3 godine (Slika 101). Kod bagrema na laguni L2 utvrđeno je dalje smanjivanje, dok je kod bagrenca utvrđeno povećanje sadržaja Tot Carot u odnosu na sadržaj na L1. Prateći uticaj dodavanja različitih koncentracija pepela (0 – 20 %) zemljištu na kome je gajena vrsta *Beta vulgaris* L. var All Green, Singh et al. (2008) su ustanovili značajno smanjenje sadržaja karotenoida sa povećanjem koncentracije dodatog pepela. Dodavanje 80 - 100 % pepela uslovalo je smanjenje sadržaja karotenoida kod *Brasica juncea* (L.) Chren. (Gautam et al., 2012),

Phaseolus vulgaris L. (Gupta et al., 2007) i *Eclipta alba* L. (Niaz et al., 2008). Smanjenje sadržaja karotenoida kod biljaka gajenih na deponiji pepela 'TENT A', pokazala su i naša ranija istraživanja (Gajić et al., 2013). U listovima mladica *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. sa deponije pepela termoelektrane Uttar Pradesh u Indiji utvrđeno je smanjenje sadržaja ukupnih hlorofila na račun smanjivanja Chl b, ali povećanje ukupnih karotenoida (Rai et al., 2004 a). Razlike u adaptivnom odgovoru biljaka na stres pokazala su i istraživanja Lopareva-Pohu et al., (2011), po kojima je količina karotenoida u listovima *Lolium perenne* L. koji raste na zemljištu sa dodatkom pepela bila manja, dok kod *Trifolium repens* L. razlike u sadržaju karotenoida u odnosu na kontrolno stanište nisu utvrđene. Akumulacija karotenoida predstavlja jedan od mehanizama tolerancije biljaka na oksidativni stres izazvan akumulacijom teških metala (Kenneth et al., 2000; Mallick & Mohn, 2000). Povećanje sadržaja karotenoida u listovima bagrenca na L2 u odnosu na L1 verovatno predstavlja adaptivni mehanizam odbrane od toksičnih efekata slobodnih radikala koji se stvaraju u biljnim tkivima izloženim stresu na deponiji pepela 'TENT A'.

Na osnovu trofaktorske analize varijanse utvrđeno je da su i na varijabilnost sadržaja Antoc uticaja imala sva tri analizirana faktora varijabilnosti, ali da je uticaj vrste bio najizraženiji, odnosno da je njihov sadržaj individualna karakteristika svake od ispitivanih vrsta biljaka (Tabela 58). To se može uočiti na kontrolnom staništu gde se tamariks odlikovao najmanjim, a bagrem najvećim sadržajem antocijana (Slika 102). Izloženost stresnim faktorima sredine utvrđenim na pasivnim lagunama deponije pepela 'TENT A' najizrazitije se odrazio na promene u sadržaju ovog zaštitnog pigmenta baš kod ove dve vrste, tako da je sadržaj antocijana kod tamariksa na L1 i L2 bio manji, a kod bagrema veći u odnosu na sadržaj na kontrolnom staništu (Slika 103). Utvrđeno je da visoke koncentracije As u listovima *Azolla caroliniana* Willd. i *Lemna gibba* L. (Guimares et al., 2012) i B u listovima *Solanum lycopersum* L. (Cervilla et al., 2012), kao i deficit Zn u listovima *Lycopersicon esculentum* Mill. (Kösesakal & Ünal, 2009), utiču na značajnu akumulaciju antocijana. Deficit nutrijenata, kao što su N, P i K takođe utiče na akumulaciju antocijana u listovima biljaka (Kumar & Sharma, 1999; Atkinson, 1973, Bhandal & Malik, 1988). Istraživanja Eraslan et al. (2007 a; 2008) su pokazala da visoke koncentracije B i povećan salinitet ne utiču na promenu sadržaja antocijana u

listovima *Daucus carota* L. i *Spinacia oleraceae* L. cv. Matador, u odnosu na sadržaj na kontrolnim staništima.

Tabela 77. Odnos sadržaja hlorofila (Chl a+b) i ukupnih karotenoida (Tot Carot) u listovima ispitivanih vrsta biljaka na pasivnim lagunama deponije pepela ‘TENT A’ (L1 i L2) i kontrolnom staništu (K)

Vrsta	Chl a+b/Tot Carot				
	K	L1	%	L2	%
<i>T. tatrandra</i>	4.59	4.71	>2.6	4.87	>6
<i>A. fruticosa</i>	4.72	4.50	<4.6	3.93	<7
<i>P. alba</i>	4.76	5.47	>15	3.65	<24
<i>R. pseudoacacia</i>	4.29	4.28	<0.2	3.67	<15

Generalno, smanjivanje fotosintetičke efikasnosti kod tamariksa na L1 može biti posledica smanjene sinteze karotenoida i antocijana koji nisu mogli u dovoljnoj meri da spreče fotoinhibiciju PSII. Kod bagrenca, povećan sadržaj hlorofila u odnosu na sadržaj na K, kao i sličan sadržaj karotenoida i antocijana, odrazio se na sličnu aktivnost PSII na K i L1, što se ogledalo u sličnom odnosu Fv/Fm na ova dva staništa. Zahvaljujući sličnom sadržaju ispitivanih pigmenata na K i L1, bela topola je imala sličnu fotosintetičku aktivnost na oba staništa, dok je bagrem na L1 zahvaljujući povećanom sadržaju antocijana i pored smanjenog sadržaja karotenoida u odnosu na K, održavao sličnu fotosintetičku aktivnost na oba staništa. Na L2, bagrenac je verovatno zahvaljujući sličnom sadržaju ispitivanih pigmenata kao na K, održavao aktivnost PSII. Kod tamariksa na ovoj laguni i pored smanjivanja sadržaja ispitivanih pigmenata sa starenjem pepela, odnos Fv/Fm bio sličan odnosu na K, zahvaljujući veoma povoljnom odnosu Chl a+b/Tot Carot. Na L2 tamariks i bagrenac su od svih ispitivanih vrsta imali najpovoljniji odnos Chl a+b/Tot Carot (Tabela 77). Smanjivanja ovog odnosa može da ukaže na izloženost biljaka oksidativnom stresu, i može se smatrati pokazateljem starenja tkiva usled izloženosti biljaka stresnim faktorima sredine (Stoeva & Bineva, 2003). Najizraženije smanjenje odnosa Chl a+b/Tot Carot utvrđeno je na L2 kod bele topole i bagrema (Tabela 77).

Na smanjivanje aktivnosti PSII kod bele topole na L2 presudan uticaj je verovatno imao manji sadržaj hlorofila u listovima. Iako su na L2 utvrđene veće koncentracije antocijana u listovima bagrema u odnosu na K, ovaj sadržaj nije bio dovoljan da spreči

fotooksidativna oštećenja PSII, do kojih je moglo doći usled smanjenog sadržaja hlorofila i karotenoida u listovima ove vrste, što se ogledalo u smanjenoj fotosintetičkoj aktivnosti.

6.4.1.3. Sadržaj malondialdehida (MDA) u listovima ispitivanih vrsta biljaka

Stresom indukovane ROS predstavljaju hemijski agresivne i snažne oksidujuće agense koji izazivaju oksidativna oštećenja lipida i proteina i dovode do lipidne peroksidacije membrana, što izaziva gubitak njihovog strukturnog i funkcionalnog integriteta, čime se narušava njihova selektivna propustljivost (Jain et al., 2001; Dat et al., 2000; Mueller, 2004). Kao krajnji produkt razlaganja polinezasićenih masnih kiselina tokom lipidne peroksidacije membrana, nastaje malondialdehid (MDA), čiji se nivo može koristiti kao biomarker lipidne peroksidacije i indikator oksidativnih oštećenja (Mittler, 2002).

Rezultati trofaktorske analize varijanse su pokazali da su na varijabilnost sadržaja MDA uticaj imala sva tri analizirana faktora varijabilnosti, ali da je uticaj vrste bio najizraženiji (Tabela 60). Na svim ispitivanim staništima sadržaj MDA je bio najmanji u listovima tamariksa, a najveći u listovima bagrema, osim na L1 gde su bagrenac, bela topola i bagrem imale sličan sadržaj MDA, koji je bio veći u odnosu na sadržaj MDA utvrđen u listovima tamariksa (Tabela 61). Na varijabilnost sadržaja MDA u listovima tamariksa i bagrenca stanište nije uticalo, dok je u listovima bele topole i bagrema sadržaj ovog indikatora oksidativnih oštećenja na L1 bio manji, a na L2 veći u odnosu na K (Slika 105). Istraživanja Love et al. (2013) su utvrdila da *Cassia occidentalis* L. sa deponije pepela termo elektrane Budapur, ima veći sadržaj MDA u listovima u odnosu na kontrolno stanište. Povećanje sadržaja pepela, u zemljištu na kome je gajena leblebija (*Cicer arietinum* L.), uslovalo je povećanje sadržaja MDA u njenim listovima (Pandey et al., 2010). Ovi autori su utvrdili da je pri 50 % i 100 % dodatog pepela, sadržaj MDA u listovima leblebije porastao 2 - 3 puta. Manji sadržaj MDA u listovima tamariksa i bagrenca u odnosu na belu topolu i bagrem, kao i odsustvo razlika u sadržaju ovog produkta peroksidacije lipida membrana kod tamariksa i bagrenca na lagunama deponije pepela u odnosu na kontrolno stanište, ukazuje da ove vrste poseduju efikasan sistem antioksidativne zaštite koji je uslovio nižu akumulaciju ROS, što može biti posledica i

manjeg sadržaja toksičnih hemijskih elemenata (B i As) u njihovim listovima i dobre adaptiranosti na ostale stresne faktore na deponiji kao što su suša, salinitet i visoka temperatura. Na stres izazvan sušom, biljka reaguje delimičnim zatvaranjem stoma, što pored smanjene fiksacije CO₂ i nižeg fotosintetičkog kapaciteta dovodi i do nedovoljnog rasipanja ekscitovane energije, što je uzrok značajnog povećanja ROS (H₂O₂) i oksidativnih oštećenja koja se manifestuju u povećanju produkata peroksidacije lipida membrana (MDA) (Asada, 1999). Na sličan način na povećanje peroksidacije lipida membrana deluju i visoka temperatura (Jiang & Huang, 2001), salinitet (Yazici et al., 2007) i UV radijacija (Malanga & Pantarulo, 1995). Pored povoljnijeg sadržaja As i B, niži sadržaj MDA u listovima tamariksa može se pripisati i antioksidativnoj ulozi Se (Hartikainen et al., 2000). Prema ovim istraživačima, Se ispoljava dvostruki efekat na biljke. Pri niskim koncentracijama Se se ponaša se kao antioksidant, dok se pri visokim koncentracijama ponaša kao pro-oksidant. Uprkos visokom sadržaju Se u listovima tamariksa na L1 i L2, njegovo prooksidativno dejstvo se nije ispoljilo, što se može zaključiti na osnovu niskog sadržaja MDA. To se može objasniti pozitivnom korelacijom između sadržaja Se i infiltracije askorbata, katalaze i glutation peroksidaze u ćelije biljaka, koji predstavljaju dobro poznate čistače slobodnih radikala, što je potvrđeno studijom Ajiboso & Adenuga (2012). Ovi istraživači su utvrdili da dodavanje Se hranljivom rastvoru utiče na smanjenje sadržaja MDA u listovima kukuruza (*Zea mays* L.) u uslovima vodnog deficita. Povećanje sadržaja MDA u listovima bele topole i bagrema na L2 ukazuje da se nepovoljan sadržaj ispitivanih hemijskih elemenata koji se ogleđao u povećanju toksičnog sadržaja As i deficita Zn, kao i dalje prisutnom toksičnom sadržaju B, odrazio na akumulaciju ROS, što je uticalo na peroksidaciju lipida membrana i povećanje oksidativnih oštećenja kod ovih vrsta. Pozitivna korelacija sadržaja As i sadržaja MDA u listovima *Tamarix galica* L. i *Pistacia lentiscus* L. ukazuje da As indukuje peroksidaciju lipida membrana i oksidativni stres (Moreno-Jiménez et al., 2009). Ipak ovi istraživači su zaključili da je za indukciju toksičnog odgovora kod *T. galica* potrebna znatno veća koncentracija As u odnosu na *P. lentiscus*, što govori o većem kapacitetu antioksidativnog metabolizma tamariksa i otpornosti na As-indukovana oksidativna oštećenja. As-indukovan oksidativni stres i peroksidacija lipida membrana utvrđena je i kod pahuljaste medunike (*Holcus lantanus* L.), ovasa (*Avena sp.*), mediteranskog žbunja (*Pistacia lentiscus* L., *Tamarix gallica* L.) i *Vigna*

mungo L. (Hartley-Whitaker et al., 2001; Stoeva & Bineva, 2003; Moreno-Jiménez et al., 2008; Srivastava & Sharma, 2013). B ima važnu ulogu u strukturi membrane i njenoj propustljivosti (Marschner, 1995; Karabal et al., 2003). Međutim, toksičan sadržaj B narušava integritet membrana usled akumulacije ROS koji dovode do oksidativnih oštećenja (Ardic et al., 2009 a; 2009 b; Esim et al., 2012). Ipak, istraživanja Eraslan et al. (2007 b) su pokazala da istovremena aplikacija B i NaCl može delimično zaštititi membrane od oksidativnih oštećenja. Antagonizam prilikom usvajanja soli i B (Yermiyahu et al., 2008), kao i povećan sadržaj Se kod tamariksa na L1 i L2 odrazili su se na održavanje integriteta plazma membrana u tkivima njegovih listova i održavanje sadržaja MDA na najnižem nivou u odnosu na druge ispitivane vrste. Uticaj toksične koncentracije B na povećanu akumulaciju MDA u listovima, utvrđen je kod ječma (*Hordeum vulgare* L.), vinove loze (*Vitis vinifera* L.), kruške, jabuke i krompira (*Solanum lycopersicum* L.) (Karabal et al., 2003; Gunes et al., 2006; Molassiotis et al., 2006; Wang et al., 2011; Cervilla et al., 2012). Prema Cakmak (2000) Zn ima veoma važnu ulogu u odbrani ćelije od ROS. Njegov deficit se odražava na narušavanje funkcionisanja ćelija usled povećane produkcije ROS i njima izazvanih oksidativnih oštećenja. Pored toga važna uloga Zn u održavanju strukturnog integriteta i kontrolisanju permeabilnosti biomolekula, kod cinkom deficitarnih ćelija biva narušena čime se povećava njena propustljivost za neorganske jone (Welch et al., 1982). Povećan sadržaj MDA pri deficitu Zn utvrđen je u listovima *Brasica oleraceae* L. (Hajiboland & Amirazad, 2010). Takođe je utvrđeno da je dodavanje Zn hranljivom rastvoru uticalo na smanjenje peroksidacije lipida membrane kod kukuruza (*Zea mays* L.) i *Vigna unguiculata* L. (Ajiboso & Adenuga, 2012). Povećanje sadržaja MDA u listovima bele topole i bagrema na L2 je u saglasnosti sa nižom fotosintetičkom efikasnošću ovih vrste na laguni L2.

6.4.1.4. Sadržaj fenola u listovima ispitivanih vrsta biljaka

Fenoli pripadaju velikoj i raznovrsnoj klasi sekundarnih metabolita, koji pored uloge u privlačenju oprašivača i raznosiča semena, odbrani od različitih patogena i štetočina, učestvuju u nizu fizioloških procesa povezanih sa zaštitom od različitih formi stresnih faktora životne sredine, abiotičke prirode (Grace, 2005). Modifikacijom njihove

osnovne strukture, procesima oksidacije, hidroksilacije, glikozilacije i metilacije, obrazuje se veliki broj fenolnih jedinjenja koja imaju različite biološke funkcije (Santiago et al., 2000). Fenoli mogu biti relativno jednostavne strukture, kao što je molekul salicilne kiseline, ali i veoma složene (polifenoli), kao što su kompleksni polimeri, suberin i lignin, koji imaju ulogu u mehaničkoj zaštiti, vaskularnom transportu i strukturnom ojačanju biljnih tkiva (Croteau et al., 2000; Grace, 2005). Glavne klase fenolnih jedinjenja su: hidroksicinamične kiseline, flavonoidi, antocijanini, tanini i lignin koje su prisutne kod skoro svih biljaka (Grace & Logan, 2000). Određene flavonoidne klase karakteristične su samo za određene vrste biljaka, kao na primer izoflavoni koji su karakteristični za leguminozne biljke (Grace, 2005). Akumulacija „ne-strukturnih“ fenola, kao što su hidroksicinamične kiseline, flavonoidi i tanini u uslovima stresa, ukazuje da fenoli imaju ulogu i u adaptaciji biljaka na stresne faktore životne sredine, odnosno generalno, zaštiti biljaka od oksidativnog stresa (Grace, 2005).

Primećeno je da biljake koje su izložene različitim stresnim faktorima životne sredine, kao što su: različiti patogeni (He & Dixon, 2000), prekomerna količina svetlosti (Close & McArthur, 2002), UV radijacija (Gould et al., 2000; Tattini et al., 2005), niska temperatura (Chalker-Scott, 1999), teški metali (Michalak, 2006; Lavid et al., 2001), povećan salinitet (Navarro et al., 2006; Ksouri et al., 2007), sintetišu veće količine fenola. Antioksidativna uloga fenola se zasniva na visokoj reaktivnosti koja potiče od njihove molekulske građe i uslovljena je brojem slobodnih hidroksilnih grupa u njihovoj molekularnoj strukturi (Rice-Evans et al., 1996; Pourcel et al., 2006; Hernandez et al., 2009; Agati & Tattini, 2010). Ona im omogućuje da doniraju elektron ili atom vodonika, stabilizuju i delokalizuju nespareni elektron različitih ROS, helatizuju metalne jone, a izmenama u rasporedu lipidnih pakovanja utiču na kinetiku peroksidacije i na taj način smanjuju propustljivost membrana (Arora et al., 2000). Ove promene mogu ometati difuziju slobodnih radikala i ograničiti reakcije peroksidacije.

Trofaktorska analiza varijanse je pokazala da su na varijabilnost sadržaja fenola (slobodnih, vezanih i ukupnih) uticaj imala sva tri analizirana faktora varijabilnosti, pri čemu su uticaj vrste i staništa bili izraženiji od uticaja sezone (Tabela 62). Rezultati istraživanja su pokazali da je kod svih ispitivanih vrsta biljaka na pasivnim lagunama deponije pepela ‘TENT A’, došlo do povećanja sadržaja slobodnih, vezanih i ukupnih fenola u odnosu na kontrolna staništa, osim sadržaja vezanih fenola u listovima bele

topole (Slika 108). Povećanje sadržaja fenola se može okarakterisati kao antioksidativni odgovor ispitivanih biljaka na stresne uslove sredine koji su na deponiji pepela 'TENT A' bili prisutni u vidu visoke temperature, suše, povećane UV radijacije, povećanog saliniteta, deficita Mn i Zn, a naročito u vidu toksičnog sadržaja As i B. To potvrđuje naša ranija ispitivanja kojima je utvrđeno povećanje sadržaja fenola u listovima nekih zeljastih biljaka sa deponije pepela 'TENT A' u odnosu na kontrolna staništa (Gajić et al., 2013). Dodavanje pepela zemljištu na kome je gajena *Beta vulgaris* L. uslovalo je povećanje sadržaja fenola u njenim listovima (Singh et al., 2008). Istraživanja Tattini et al. (2005) su pokazala, da je povećana sunčeva radijacija i stres izazvan sušom, uslovio povećanje sadržaja flavonoida u listovima *Ligustrum vulgare* L. Prema Marschner (1995), deficit Mn dovodi do smanjenja biosinteze lignina i flavonoida. Deficit Zn utiče na povećanu sintezu fenola, što je utvrđeno u listovima *Brassica oleracea var capitata f. rubra* (Hajiboland & Amirazad, 2010) i *Citrus sp.* (Manthey et al., 2000). Chandronitha et al. (2010) su u listovima *Camellia sinensis* (L.) Kuntze, pri toksičnim koncentracijama As, utvrdili povećanje sadržaja tanina. Veliku količinu fenola u listovima *Solanum lycopersicum* L. pri visokim koncentracijama B utvrdila su istraživanja Cervilla et al. (2012). Cakmak & Romheld (1997) su utvrdili da deficit B dovodi do akumulacije fenola, dok su Ruiz et al. (1998) i Chamacho-Cristobal et al. (2002) utvrdili porast sadržaja fenolnih jedinjenja u listovima duvana (*Nicotiana sp.*) i uslovima deficita i u uslovima toksičnog sadržaja B.

Na svim staništima veći sadržaj slobodnih fenola utvrđen je u listovima tamariksa i bele topole, dok je sadržaj vezanih fenola bio veći u listovima tamariksa i bagrema (Slika 106; Tabele 63, 64). Sadržaj slobodnih fenola u listovima tamariksa, bele topole i bagrema, povećavao sa starenjem pepela dok je kod bagrenca bio povećan samo na mlađoj laguni L1 (Slika 107). To se između ostalog može dovesti u vezu sa sadržajem As u listovima ispitivanih biljaka na pasivnim lagunama deponije pepela 'TENT A'. Kod tamariksa, bele topole i bagrema, sadržaj As u listovima se povećavao tokom vremena, dok se kod bagrenca smanjivao. Tamariks, bagrenac i bagrem su se na svim staništima odlikovali većim sadržajem vezanih fenola u svojim listovima u odnosu na sadržaj slobodnih fenola, dok je u listovima bele topole sadržaj slobodnih fenola bio veći u odnosu na sadržaj vezanih fenola (Slika 106). U odnosu na kontrolna staništa, sadržaj vezanih fenola je u listovima tamariksa bio povećan samo na L1, u listovima

bagrema bio je povećan na obe lagune i povećavao se sa starenjem pepela, dok kod bele topole razlike u sadržaju vezanih fenola na ispitivanim staništima nisu utvrđene. Kod bagrenca je u mladim listovima bio veći na mlađoj laguni, a zatim su se razlike između laguna sa starenjem listova polako gubile (Slika 108). Povećanje sadržaja vezanih fenola u listovima tamariksa, bagrenca i bagrema sa deponije pepela 'TENT A', može da ukaže na ubranu polimerizaciju fenola do lignina vezanih za ćelijske zidove što se može smatrati mehanizmom tolerancije ovih vrsta (Lavid et al., 2001; Gajić et al., 2009; Grace, 2005). Povećanjem sadržaja vezanih fenola veći deo toksičnog sadržaja B mogao je u vidu borat kompleksa biti ugrađen u ćelijske zidove u listovima ovih vrsta. U uslovima normalne obezbeđenosti borom više od 60 % ovog elementa u listovima se nalazi u slobodnom obliku, dok pri visokim koncentracijama B obrazuje komplekse sa pektinima i fenolima u ćelijskim zidovima i plazma membranama, čime doprinosi njihovoj većoj stabilnosti (Brown & Hu, 1996). U uslovima toksičnog sadržaja B uloga fenola se pre zasniva u njegovom vezivanju, nego u antioksidativnoj aktivnosti (Landi et al., 2012).

Na svim staništima, u listovima tamariksa je utvrđen najveći sadržaj slobodnih i ukupnih fenola i visok sadržaj vezanih fenola. HPLC-UV analiza u listovima *Tamarix pauciovulata* J.Gay (Mohammedi & Atik, 2012), je pokazala da sirinjska kiselina i četiri vrste flavonoida (kvercetin, izokvercetin, kemferol i izorhamnetin) predstavljaju glavna fenolna jedinjenja kod ove vrste. Flavonoidi predstavljaju fenolna jedinjenja sa visokom antioksidativnom aktivnošću (Gill & Tueja, 2010). Oni se mogu ponašati i kao dobri UV filteri apsorbujući svetlost na 250 - 270 nm i 335 - 360 nm (Swain, 1975). Flavonoidi i hidrokisicinične kiseline lokalizovane u blizini ćelijskih membrana veoma su efikasne u uklanjanju ROS i helatizaciji metala čime pokazuju veliku efikasnost u sprečavanju peroksidacije lipidnih membrana (Grace, 2005). Idealna hemijska struktura flavonoida čini ova fenolna jedinjenja daleko efektivnijim antioksidantima u odnosu na vitamin E i C (Michalak, 2006). Istraživanjima je takođe utvrđeno da je kvercetin jedan od najaktivnijih antioksidanata, koji uklanja radikale kiseonika, inhibira ksantin oksidazu, štiti od peroksidacije lipida, helatizuje metalne jone i formira inertne komplekse koji ne mogu učestvovati u konverziji superoksid radikala i vodonik peroksida u hidroksi radikale (Geetha et al., 2005; Mohammedi & Atik, 2012). U skladu sa tim, najmanji sadržaj MDA u listovima tamariksa na svim

staništima, ukazuje na efikasnu zaštitnu ulogu fenolnih jedinjenja, čijom je sintezom smanjena peroksidacija lipida membrana u listovima ove vrste, što se odrazilo na porast fotosintetičke efikasnosti na L2 u odnosu na L1. Kod bagrenca, sadržaj slobodnih, vezanih i ukupnih fenola pratio je oscilacije u sadržaju As i B u listovima, što se odrazilo na veću stabilnost ćelijskih membrana ove vrste i veću fotosintetičku efikasnost na L2. Visok sadržaj polifenola i flavonoida u listovima bagrenca utvrdila su istraživanja Zheleva-Dimitrova (2013). Najniži sadržaj vezanih fenola u listovima bele topole i pored povećanja sadržaja slobodnih fenola tokom vremena, uslovio je slabije vezivanje B za ćelijske zidove u listovima ove vrste, što se odrazilo na povećanje vrednosti MDA i smanjivanje fotosintetičke efikasnosti ove vrste na L2 na kraju sezone. Najmanji sadržaj slobodnih fenola u listovima bagrema uslovio je slabiju antioksidativnu zaštitu od ROS koji su se obrazovale u listovima ove vrste u stresnim uslovima sredine prisutnim na pasivnim lagumama deponije pepela 'TENT A'. Iako je u listovima bagrema sa deponije pepela konstatovana najveća količina vezanih fenola, koja je rasla sa starenjem pepela, ona nije bila dovoljna da obrazovanjem borat kompleksa veže B za zidove ćelijskih membrana i na taj način spreči njegovo štetno delovanje. Sve to se odrazilo na povećanje sadržaja MDA i smanjenje fotosintetičke aktivnosti koje je bilo naročito izraženo na L2. Pored toga utvrđeno je da fenolna jedinjenja mogu biti uključena u procese uklanjanja vodonik peroksida (H_2O_2) iz biljnih ćelija (Dangles, 2012). Za razliku od ostalih ROS, H_2O_2 je zahvaljujući svojoj visokoj stabilnosti u stanju da prolazi kroz ćelijske membrane i dospeva u druga tkiva udaljena od mesta njegovog nastanka. U poređenju sa drugim ROS, H_2O_2 nema veliku toksičnost, ali u prisustvu tranzicionih metala gradi najreaktivnije vrste kiseonika, a to su hidroksi radikali ($\cdot OH$) (Sakihama et al., 2002). U normalnim uslovima H_2O_2 nastaje kao produkt procesa fotosintetičkog transporta elektrona i njegova detoksifikacija do H_2O se odvija u askorbat - glutathion ciklusu (Foyer, 1993). U uslovima stresa, kada dolazi do potpune oksidacije askorbata, čime se prekoračuje kapacitet hloroplasta da uklenjaju ROS, fenoli, a naročito polifenoli imaju antioksidativnu ulogu, tako što dopunjuju primarni detoksifikacioni sistem askorbata (Sakihama et al., 2002). Kao rezultat ovog antioksidativnog delovanja, kao i prilikom biosinteze lignina, obrazuju se fenoksil radikali koji potencijalno mogu ispoljiti prooksidativno delovanje (Sakihama et al., 2002). U normalnim uslovima ovi primarni produkti oksidacije brzo se eliminišu

enzimskim reakcijama do svog osnovnog fenolnog oblika, tako da ne mogu ispoljiti svoje štetno delovanje (Sakihama et al., 2002). Ipak u određenim uslovima, na primer u prisustvu O₂, Fe i Cu, fenoli se mogu ponašati kao prooksidansi i obrazovanjem ROS i ostalih organskih radikala mogu oštetiti DNA, lipide i ostale biološke molekule (Yamanaka et al., 1997). Takođe, u prisustvu spin - stabilizacionih metala, kao što su Al, Zn, Cd, Mg i Ca, životni vek fenoksi radikala se produžava, tako da oni mogu ispoljiti svoje citotoksično delovanje i prooksidativnu ulogu (Sakihama et al., 2002). Ova prooksidativna uloga fenola može do naročitog izražaja doći kod biljaka koje rastu na pepelu, koji je po analizama Simonovića (2003) alumosilikatne prirode, odnosno odlikuje se visokim sadržajem oksida Fe i Al.

6.4.1.5. Ukupna antioksidativna aktivnost u listovima ispitivanih vrsta biljaka

Izloženost biljaka jednom ili većem broju faktora abiotičkog stresa, kao što je to slučaj sa biljkama koje rastu na deponiji pepela 'TENT A', indukuje promene u njihovom metabolizmu, rastu i ukupnom razvoju (Mourato et al., 2012). U normalnim uslovima, obrazovanje reaktivnih vrsta kiseonika (ROS) u mitohondrijama, hloroplastu, peroksizomima, plazma membranama i apoplastu, prirodna je posledica aerobnih metaboličkih procesa, kao što su fotosinteza i disanje, pri čemu biljke imaju razvijene mehanizme kojima kontrolišu stepen njihovog obrazovanja i uklanjanja (Ahmad et al., 2008; Moller, 2001). U uslovima stresa, dolazi do narušavanja ćelijske homeostaze usled povećane produkcije ROS, koja prevazilazi kapacitet odbrambenih mehanizama biljke. To može prouzrokovati oštećenja proteina, lipida, ugljenih hidrata i DNA što na kraju dovodi do oksidativnog stresa (Gill & Tuteja, 2010). Radi uklanjanja povećanog sadržaja ROS, biljke indukuju metabolički odgovor, koji podrazumeva aktiviranje njihovog antioksidativnog sistema, koji štiti biljne ćelije od oksidativnih oštećenja (Tuteja, 2007; Del-Toro-Sánchez et al., 2013; Mohammedi & Atik, 2012; Sývacý & Sökmen, 2004; Mittler et al., 2004). Aktivnost ovog sistema uslovljena je vrstom biljaka, stadijumom njihovog razvoja i tipom i dužinom stresa (Mourato et al., 2012). Antioksidativni sistem biljaka čine različiti enzimski (superoksid dismutaza, SOD; katalaza, CAT; askorbat peroksidaza, APX; glutation reduktaza, GR; monodehidroaskorbat reduktaza, MDHAR; dehidroaskorbat reduktaza, DHAR;

glutation peroksidaza, GPX; guajakol peroksidaza, GPOX i glutation-S-transferaza, GST) i ne-enzimski antioksidanti (askorbinska kiselina, AsA; glutation, GSH; fenolna jedinjenja, alkaloidi, ne-proteinsdke aminokiseline, α -tokoferoli i karotenoidi) (Gratão et al., 2005; Mittler et al., 2004; Singh et al., 2008 a). Naša istraživanja podrazumevala su praćenje promena u aktivnosti ne-enzimskih antioksidanata (slobodnih, vezanih i ukupnih fenola, karotenoida i antocijana) u listovima ispitivanih biljaka izloženih uslovima multipnog stresa na deponiji pepala 'TENT A', na osnovu čega se samo delimično mogu analizirati mehanizmi njihovog antioksidativnog delovanja. Određeni stresni faktori, kao što je na primer toksičan sadržaj As, kod nekih biljaka može usloviti izraženiju aktivnost enzimskih u odnosu na ne - enzimske komponente antioksidativne zaštite (Del-Toro-Sánchez et al., 2013), tako da je utvrđivanje ukupne antioksidativne aktivnosti ispitivanih biljaka veoma značajno.

Ukupna antioksidativna aktivnost određene biljne vrste izražena u vidu njene sposobnosti da uklanja slobodne radikale, može se utvrditi tokom reakcije biljnog ekstrakta sa specifičnim radikalom kao što je 1,1-Difenol-2-pikril-hidrazil (DPPH). DPPH je relativno stabilan slobodni radikal koji može primiti elektron ili vodonik radikal pri čemu nastaje redukovana i stabilna forma, DPPH-H (Rufino et al., 2009). Reagujući sa antioksidantima, DPPH slobodni radikal prelazi u α - α -difenil- β -pikrilhidrazin, pri čemu se njegova ljubičasta boja menja u žutu, a stepen promene boje ukazuje na antioksidativni potencijal biljnog ekstrakta (Naidu et al., 2008). Radi lakše interpretacije rezultata dobijenih na osnovu DPPH metode, uvedeno je utvrđivanje parametra 'efikasna koncentracija' ili EC50 (IC50) (Molyneux, 2004). Ovaj parametar predstavlja onu količinu biljnog ekstrakta koji će izazvati smanjenje aktivnosti DPPH za 50 %. Niža vrednost ovog parametra ukazuje na veću antioksidativnu aktivnost.

Trofaktorska analiza varijanse je pokazala da su na razlike u ukupnoj antioksidativnoj aktivnosti ispitivanih biljaka, procenjenoj na osnovu parametra IC 50, uticaj imala sva tri analizirana faktora varijabilnosti, ali da je uticaj vrste biljaka bio najveći, a da su zatim sledili uticaj sezone pa tek onda uticaj staništa (Tabela 66). Tamariks i bagrenac su se na obe pasivne lagune tokom celog perioda istraživanja odlikovali stabilnom antioksidativnom aktivnošću, koja je najčešće bila veća u odnosu na antioksidativnu aktivnost bele topole i bagrema (Tabela 67). Kod bele topole i bagrema ta aktivnost je varirala od veoma niske do visoke (Slika 110). Najniža ukupna

antioksidativna aktivnost utvrđena je kod bele topole i bagrema na L1 što je rezultat nepovoljnijih uslova staništa na ovoj laguni (Slike 110, 111).

Na osnovu DPPH testa, najbolji potencijal za inhibiciju lančane reakcije peroksidacije lipida membrana i uklanjanje slobodnih radikala pokazao je ekstrakt iz lista tamariksa kod koga su na L1 i L2 utvrđene najniže vrednosti IC 50, što je u skladu sa najnižim vrednostima MDA utvrđenim kod ove vrste. To ukazuje da je izloženost nepovoljnim faktorima sredine na pasivnim lagunama deponije pepela 'TENT A', kod tamariksa uslovlila aktiviranje antioksidativnog sistema koji je uspešnim uklanjanjem ROS sprečio oksidativna oštećenja. Efikasan antioksidativni sistem je omogućio tamarixu da na L1 tokom sezone podigne svoj fotosintetički potencijal, koji je na L2 funkcionisao jednako efikasno kao i na kontrolnom staništu. Naša istraživanja su pokazala da se tamariks u odnosu na ostale ispitivane vrste odlikuje većim sadržajem fenola, koji predstavljaju jednu od najvažnijih grupa antioksidativnih jedinjenja (Rice-Evans et al., 1997). Utvrđeno je da fenoli mogu direktno uklanjati molekule ROS, stabilizovati membrane smanjujući njihovu propustljivost i vezivanjem lipidnih alkoksil radikala inhibirati peroksidaciju lipida membrana (Mohammedi & Atik, 2012). Pored toga, vrste iz roda *Tamarix* L. odlikuje prisustvo nekoliko vrsta tanina (Orabi et al., 2010; Hussey et al., 2011; Auribie, 2011). Tanini pripadaju grupi polifenolnih jedinjenja (Okuda & Ito, 2011), koji pokazuju najsnažniju antioksidativnu aktivnost (Cai et al., 2006). Tanine odlikuju dve ili tri fenolne hidroksilne grupe na fenilnom prstenu i umereno veliki molekul, zahvaljujući čemu se za razliku od ostalih polifenola tanini mogu vezivati za proteine, bazična jedinjenja, pigmente, jedinjenja sa velikim molekulima i metalne jone, a takođe se mogu ponašati i kao antioksidanti (Okuda & Ito, 2011).

Prvobitno smanjenje ukupne antioksidativne aktivnosti kod bagrenca na L1 u maju, a zatim povećanje na L2, u skladu je sa poboljšanjem fizičkih i hemijskih karakteristika supstrata na deponiji pepela 'TENT A'. Ovo se može objasniti i smanjenjem toksičnog sadržaja As i B i povećanjem sadržaja Zn u listovima ove vrste sa starenjem pepela, kao i povećanjem sadržaja fenola u listovima na L2 u odnosu na kontrolno stanište. Visok sadržaj ukupnih polifenola i flavonoida u listovima bagrenca, kao i visoku antioksidativnu aktivnost biljnog ekstrakta utvrdila su i istraživanja Zheleva-Dimitrova (2013). Uspešnim regulisanjem sadržaja komponenti ne - enzimske antioksidativne

zaštite, kao i fotosintetičkih pigmenata, bagranac je pokazao potencijal da uklanjanjem ROS sprečava peroksidaciju lipida membrana i održava stabilan nivo fotosintetičke efikasnosti u uslovima multiplog stresa na deponiji pepela 'TENT A'.

Kod bele topole i bagrema su utvrđene najveća variranja u aktivnosti antioksidativnog sistema. Antioksidativna aktivnost ovih vrsta bila je najniža na L1, kod bele topole u maju, a kod bagrema u julu, dok je kod bagrema bila niska i na L2 u julu (Slika 110). I pored niske ukupne antioksidativne aktivnosti na L1, obe vrste su održavanjem sadržaja hlorofila i povećanjem sadržaja antocijana i vezanih fenola kod bagrema, efikasno sprečavale oksidativna oštećenja, što se manifestovalo u odsustvu razlika u sadržaju MDA i fotosintetičkoj efikasnosti u odnosu na K. Smanjenje sadržaja hlorofila i karotenoida u listovima ove dve vrste na L2, u skladu je sa većim vrednostima IC 50 koje ukazuju na nižu ukupnu antioksidativnu aktivnost njihovih biljnih ekstrakata. To se odrazilo na povećanje peroksidacije lipida membrana i smanjenje fotosintetičke efikasnosti, iako su na L2 nepovoljni uslovi staništa bili manje izraženi u odnosu na uslove na L1. Pored toga, kod ove dve vrste je primećeno povećanje toksičnog sadržaja As sa starenjem pepela, što prema Del-Toro-Sánchez et al. (2013), kod nekih biljaka dovodi do izraženijeg enzimskog antioksidativnog odgovora u odnosu na ne-enzimski. Izraženo smanjena antioksidativna aktivnost kod bagrema na L2 može biti posledica izostanka adekvatnog enzimskog antioksidativnog odgovora, što može biti predmet budućih istraživanja.

6.4.1.6. Ukupan biohemijski odgovor ispitivanih vrsta biljaka na stres

Na osnovu rezultata kanonijske diskriminacione analize (Slike 112-115), utvrđeno je koji je od ispitivanih biohemijskih parametara čiji je sadržaj analiziran u listovima četiri drvenaste vrste sa pasivnih laguna deponije pepela 'TENT A', najviše uticao na razlike u njihovom adaptivnom odgovoru na stresne faktore sredine na ovim staništima. Ovom analizom utvrđene su i razlike u biohemijskom odgovoru između ispitivanih vrsta na svakom od ispitivanih staništa (Slike 116-118).

Od svih ispitivanih biohemijskih parametara, ukupna antioksidativna aktivnost (IC 50), slobodni i vezani fenoli su varijable koje su najviše razdvajale individue tamariksa na ispitivanim staništima (Slika 112). Na nepovoljne uslove staništa na pasivnim

lagunama deponije pepela 'TENT A', individue tamariksa na L1 i L2 su odgovarale aktiviranjem mehanizama antioksidativne zaštite, što se manifestovalo u vidu smanjenih vrednosti IC 50 u odnosu na kontrolno satnište. Iako se sadržaj Tot Carot i Chl a u listovima tamariksa na deponiji pepela smanjivao sa starenjem pepela, njihov odnos na L2 je bio veoma povoljan, a sadržaj fenolnih jedinjenja povećan u odnosu na K. Zahvaljujući tome, oštećenja membrana u listovima ove vrste na L1 i L2 nisu utvrđena, a fotosintetička aktivnost na L2 je bilja slična fotosintetičkoj aktivnosti utvrđenoj na K.

Diskriminaciona analiza biohemijskih parametara u listovima bagrenca je pokazala da su se individue bagrenca na deponiji pepela 'TENT A' od individua sa K razlikovale na osnovu većeg sadržaja slobodnih i vezanih fenola, zahvaljujući čemu je došlo do uspostavljanja redoks balansa (Slika 113). Povećanje ukupne antioksidativne aktivnosti (IC 50) na L1, predstavljalo je adaptivni odgovor ove vrste na toksičan sadržaj B, povećan sadržaj As i deficit Mn i Zn u listovima na deponiji pepela 'TENT A', čime je sprečena povećana produkcija MDA, što se odrazilo na održavanje stabilne fotosintetičke aktivnosti ove vrste na svim staništima.

Diskriminaciona analiza biohemijskih parametara (Slika 114) je pokazala da su izuzetno visok sadržaj B, povećan sadržaj As, Cr i Ni, kao i deficit Mn u listovima bele topole uticali na smanjenje ukupne antioksidativne aktivnosti (IC 50) i fotosintetičke efikasnosti individua ove vrste na L1, ali samo na početku vegetacionog perioda (maj mesec). Smanjenje sadržaja hlorofila (Chl a i Chl b) u listovima bele topole na L2, u skladu je sa smanjenjem fotosintetičke aktivnosti ove vrste. Veći sadržaj slobodnih fenola koji izdvaja individue bele topole na L2, nije bio dovoljan da spreči oštećenje membrana, što se ogledalo u povećanju količine MDA. To ukazuje da je dugotrajno izlaganje ove spontano kolonizovane vrste nepovoljnim faktorima sredine na deponiji pepela 'TENT A', povećalo njenu osetljivost na oksidativni stres.

Kontinuirano smanjenje sadržaja Chl a i Tot Carot u listovima bagrema na deponiji pepela 'TENT A' sa starenjem pepela, ukazuje na veliku osetljivost fotosintetičkih pigmenata ove vrste na oksidativni stres, koji je kod ove vrste uslovljen toksičnim sadržajem As i B, povećanim sadržajem Mo i Se i deficitarnim sadržajem Mn i Zn. Tokom vremena ukupna antioksidativna aktivnost bagrema na deponiji pepela 'TENT A' se smanjivala, a povećanje sadržaja vezanih fenola u listovima bagrema sa starenjem

pepela, nije bilo dovoljno da spreči peroksidaciju lipida membrana i smanjenje fotosintetičke aktivnosti koje je bilo najizraženije na L2 (Slika 115).

Na svim staništima sadržaj fenola je varijabla koja najviše razdvaja ispitivane drvenaste vrste (Slike 116-118). Na kontrolnom staništu, najveći sadržaj slobodnih fenola utvrđen je u listovima bele topole, dok su se listovi tamariksa odlikovali najvećim sadržajem vezanih fenola (Slika 116). Na L1 ispitivane vrste su se najviše razlikovale u sadržaju vezanih i slobodnih fenola i antocijana, pri čemu su sve ipak pokazale podjednak adaptivni odgovor na stresne uslove na ovoj laguni, što se ogledalo u odsustvu razlika u sadržaju MDA i Fv/Fm (Slika 117). Na L2, pored razlika u sadržaju fenola, ispitivane drvenaste vrste su se razlikovale i u sadržaju MDA, što znači da je intenzitet oksidativnih oštećenja usled akumulacije ROS kod ispitivanih vrsta na ovoj laguni bio različit (Slika 118). To ukazuje da je višegodišnje izlaganje nepovoljnim uslovima staništa na laguni L2 uticalo na adaptivni potencijal nekih ispitivanih vrsta. Akumulirajući slobodne i vezane fenole u listovima tamariksa je pokazao visok adaptivni potencijal na L2, što mu je omogućilo da održava stabilnost membrana i fotosintetičku efikasnost. Na L2, toksičan sadržaj As i B utvrđen je u listovima bagrema, koji se od ostalih vrsta na L2 najviše izdvajao na osnovu najnižeg sadržaja slobodnih fenola. To je verovatno bio razlog smanjenju adaptivnog potencijala bagrema na ovom staništu što je rezultiralo povećanjem sadržaja MDA u listovima i smanjenjem fotosintetičke efikasnosti. Po sadržaju MDA, spontano kolonizovane drvenaste vrste bela topola i bagrenac nalazile su se između sađenih vrsta tamariksa i bagrema. Za razliku od bagrenca, u listovima bele topole je utvrđeno povećanje sadržaja As tokom vremena, čiji se sadržaj na L2 kretao u toksičnom opsegu, dok je toksičan sadržaj B, iako je kod obe vrste imao opadajući trend sa starenjem pepela, u listovima bele topole bio daleko veći. Na L2 veći sadržaj slobodnih fenola u listovima bele topole u odnosu na bagrenac utvrđen je samo u maju mesecu, dok je sadržaj vezanih fenola tokom celog perioda istraživanja bio veći u listovima bagrenca. To je verovatno razlog većeg adaptivnog potencijala bagrenca koji se odlikovao manjim sadržajem MDA i većom fotosintetičkom efikasnošću na L2 u odnosu na belu topolu.

6.5. MORFOLOŠKE KARAKTERISTIKE LISTOVA ISPITIVANIH VRSTA BILJAKA

6.5.1. Vidljivi simptomi oštećenja na listovima ispitivanih vrsta biljaka

Za utvrđivanje deficitarnog ili toksičnog sadržaja hemijskih elemenata u tkivima biljaka pored hemijskog, moguće je i vizuelno dijagnosifikovanje na samom istraživanom lokalitetu. Ono predstavlja kvalitativni test kojim se vizuelno utvrđuje delovanje stresa na biljke, a bazirano je na konstatovanju vidljivih simptoma kao što su usporen rast ili promena boje listova. Generalno, simptomi deficita i toksičnosti hemijskih elemenata su usporen ili prekomeran rast, simptomi oštećenja u vidu hloroza, intervenalnih hloroza, promena boje listova u ljubičastu ili crvenu i nekroze (Bennet, 1993). Ipak ova metoda sa sobom nosi mnogo ometajućih faktora. Toksičan sadržaj mnogih hemijskih elemenata može usloviti smanjeno usvajanje drugih, esencijalnih hemijskih elemenata, što takođe može dovesti do pojave simptoma deficita. Različiti hemijski elementi mogu izazvati slične simptome, kao na primer S i Fe, pri čijem deficitu listovi postaju žuti i Zn, Mg, Fe i Mn pri čijem se deficitu na listovima javljaju intervenalne hloroze (Stevens et al., 2002). Slične simptome izazivaju toksični sadržaj Mo ili Se i deficit P (Bennet, 1993), kao i deficit Fe i toksičan sadržaj Cl (Xu et al., 2000). Metabolička uloga hemijskih esencijalnih elemenata takođe diktira mesto i vreme pojave oštećenja. Tako će se deficit mobilnih nutrijenata (N, P, K, Cl, Mg, Mo) ispoljiti prvo na starijim, donjim listovima, a deficit nutrijenata sa smanjenom mobilnošću (B, Ca, Cu, Fe, Mn, Ni, S, Zn), na mlađim, gornjim listovima (McCauley, 2009). Više elemenata može istovremeno biti u toksičnom ili deficitarnom opsegu, što kod biljke može razviti simptome koji ne podsećaju ni na jedan od do sada poznatih simptoma. Adaptivna sposobnost različitih biljaka na odstupanje hemijskih elemenata od optimalnog sadržaja, može biti različita, tako da se vizuelni simptomi pri istoj koncentraciji nekog elementa kod nekih biljaka mogu ispoljiti, a kod nekih ne. Drugi stresni uslovi poput, suše, bolesti, napada insekata, genetskih poremećaja, uticaja herbicida, pesticida i mehaničkog sastava zemljišta, mogu prouzrokovati lažne simptome deficita ili toksičnosti, dok biljke mogu biti izložene deficitu nekog elementa

i bez pokazivanja vizuelnih simptoma (Stevens et al., 2002; McCauley, 2009). Može se dogoditi, da će toksičan ili deficitaran sadržaj nekog esencijalnog hemijskog elementa trajno narušiti fiziološki status neke biljke pre pojave vidljivih simptoma (Kabata-Pendias & Pendias, 2001).

Hemijskim analizama je utvrđeno da su biljke na pasivnim lagunama deponije pepela 'TENT A' bile izložene istovremenom delovanju većeg broja stresnih faktora životne sredine, koji su pored neadekvatne mineralne ishrane (nedostatak makroelemenata N, P i K i mikroelemenata Mn i Zn) i toksičnog sadržaja As, B i Se, bile izložene i delovanju suše, povećanom salinitetu, temperaturnim oscilacijama i povećanoj sunčevoj radijaciji. Ovi multipni stresni faktori usložnjavaju sliku vizuelnih oštećenja kod ispitivanih biljaka na deponiji, pa su tako kod ispitivanih biljaka uočeni svi predhodno pobrojani vidljivi simptomi oštećenja koje izazivaju deficitaran i toksičan sadržaj hemijskih elemenata, kao što su hloroze (celih listova, obodne, intervenalne), nekroze (tačkaste, obodne, vršne, sušenje celih listova), ljubičasto-crvena obojenost listova i njihov usporen rast. Kod ispitivanih biljaka na deponiji pepela 'TENT A' uočen je razvoj vidljivih simptoma oštećenja tokom sezone, kao i različiti intenzitet oštećenja na L1 i L2, uslovljeni razlikama u abiotičkim uslovima na ispitivanim staništima i karakteristikama ispitivanih vrsta.

Kod svih ispitivanih biljaka na L1 i L2 u maju, vidljivi simptomi oštećenja su bili najmanje izraženi, iako je delovanje stresa bilo prisutno tokom celog perioda istraživanja (Slike 120, 123, 126, 129). Retke hloroze starijih listova na donjim granama uočene kod tamariksa na L2 i svetlije zelena boja listova kod bagrenca, bele topole i bagrema na obe lagune, u odnosu na individue na K, ukazivali su da su na pasivnim lagunama deponije pepela 'TENT A' biljke bile izložene stresu usled deficitarnog sadržaja N. Slične promene uočene su i na listovima duglazije (Friend et al., 1990) i šećerne trske koja je rasla na peskovitoj podlozi (Nautiyal et al., 2000). Ove promene su kod ispitivanih vrsta bile malog intenziteta, a najviše su se ispoljile na listovima bele topole i bagrema na L2, u čijim listovima je utvrđen manji sadržaj Chl a i niža fotosintetička efikasnost, kako u odnosu na K, tako i u odnosu na tamariks i bagrenac na toj laguni.

Kod tamariksa je u julu je uočeno intenziviranje promena, tako da su hloroze donjih listova primećene i na L1. Na L2 je primećeno širenje hlorotičnih promena i na gornje

listove, što može biti posledica toksičnog sadržaja B i Se (Kabata-Pendias & Pendias 2001), što je i potvrđeno hemijskom analizom biljnog materijala (Slike 121, 122). Intenziviranje hlorotičnih promena na donjim listovima na L2 i njihov prelazak u nekrotične promene, može da ukaže da su se pored simptoma deficita N, na listovima tamariksa u julu ispoljili i simptomi deficita K. Deficit K se u listovima ispoljava u vidu hloroza, koje tokom vremena prelaze u marginalne nekroze listova (Mengel & Kirkby, 2001). Ove promene su u skladu sa smanjenim sadržajem hlorofila koji je u listovima tamariksa utvrđen na L2. Najintenzivnija oštećenja na listovima tamariksa su na obe lagune uočena u septembru. Na L2, gde je sadržaj B u listovima bio u toksičnom opsegu, a toksičan sadržaj Se veći u odnosu na L1, oštećenja su bila više izražena, što je kod pojedinih individua dovelo do nekrotičnih promena i sušenja celih grana. Toksičan sadržaj Se ispoljava se u vidu intervenalnih hloroza i crnih tačkastih nekroza pri koncentracijama iznad 4 µg/g (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Ipak visok sadržaj fenola u listovima tamariksa na deponiji pepela, uticao je na povećanje ukupne antioksidativne aktivnosti (niske vrednosti IC 50) i povećanje stabilnosti membrana (niske vrednosti MDA), što se i pored vidljivih simptoma oštećenja odrazilo na stabilnost procesa fotosinteze.

Intenzivnija oštećenja listova u julu uočena su i kod bagrenca na obe lagune, sa tendencijom daljeg povećanja na kraju vegetacione sezone (Slike 124,125). Na listovima bagrenca na L1 uočene su sitne tačkaste i obodne nekroze crveno-smeđe boje. Ovakve promene su po Kabata-Pendias & Pendias (2001) posledica toksičnog sadržaja As koji dovodi do usporenog rasta i pojave crveno-smeđe nekrotičnih tačaka na starim listovima i uvenuća mladih listova, i toksičnog sadržaja B, usled čega nastaju marginalne i vršne hloroze, koje prelaze u nekroze i dovode do uvenuća i odumiranja starijih listova. Smanjenje toksičnog sadržaja B u listovima bagrenca sa starenjem pepela, u skladu je sa blažim i kasnije ispoljenim oštećenjima koja su na L2 uočena tek u septembru u vidu marginalnih hloroza i vršnih nekroza. Hloroze celih listova u osnovi grana, uočene na L2 u julu, pored deficita N mogu da ukažu i na deficit vlage, na ovom lokalitetu. Intervenalne hloroze gornjih listova, kod bagrenca su utvrđene na obe lagune što po Kabata-Pendias & Pendias (2001) ukazuje na deficit Mn i Zn, utvrđen hemijskim analizama. Sušenje intervenalnog tkiva listova u julu na L2, može biti posledica povećanja deficita Mn u listovima bagrenca sa starenjem pepela. Sve promene su bile

najizraženije u septembru i u skladu su sa smanjenjem sadržaja Chl a i smanjenom fotosintetičkom aktivnošću na L2, što može biti i posledica prirodnog starenja listova u jesen.

Vidljiva oštećenja na listovima bele topole na obe pasivne lagune uočena su u julu mesecu (Slika 127). Pojava intervenalnih hloroza i tačkastih nekroza crne boje na L1, koje su se u septembru proširile i dovele do sušenja obodnih delova lista i unutrašnjosti tačkastih nekroza, bila je u skladu su deficitom Mn i toksičnim sadržajem B u njenim listovima (Slika 128). Ipak, intenzitet ovih promena nije bio dovoljan da se odrazi na smanjenje sadržaja hlorofila i fotosintetičku efikasnost. Vidljive promene uočene na L1, na L2 su bile većeg intenziteta i pored nižeg sadržaja B u listovima bele topole na starijoj laguni, što ukazuje na efekat suše, jer laguna L2 nije zalivana. Sitniji listovi na L2, mestimično ljubičasto obojeni u skladu su sa promenama do kojih, po Bennet (1993) dovodi deficit K, ali i toksičan sadržaj Cr (Kabata-Pendias & Pendias, 2001), koji je u listovima bele topole bio veći od prosečnih vrednosti, ali ne i toksičan. Povećan sadržaj Cr može se ispoljiti u vidu hloroze mladih listova, tačkastih nekroza i ljubičaste obojenosti listova (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Najveći sadržaj antocijana u listovima bele topole utvrđen je u julu na L2. Tačkaste nekrotične promene i sitniji listovi mogu da ukažu na toksičan sadržaj As (Kabata-Pendias & Pendias, 2001), što je hemijskim analizama listova bele topole na L2 i potvrđeno.

Kao i kod predhodne tri vrste, intenzivnija oštećenja listova bagrema na obe lagune su utvrđena u julu i po svom izgledu odgovaraju deficitarnom sadržaju Mn i Zn i toksičnom sadržaju As, B i Mo, potvrđenim hemijskim analizama. Toksičan sadržaj Mo čiji se sadržaj u listovima bagrema povećavao sa starenjem pepela, biljke dobro podnose, a on se ispoljava u vidu žute ili smeđe obojenosti listova (McCauley, 2009). Hloroze donjih listova utvrđene na L2, mogu da ukažu na deficit makronutrijenata N, P i K. Sve vidljive promene u skladu su sa nižim sadržajem hlorofila na L2 i nižom fotosintetičkom aktivnošću bagrema na ovoj laguni (Slike 130, 131).

6.5.2. Strukture periferijskih zaštita listova ispitivanih vrsta biljaka i karakteristike čestica deponovanih na njihovoj površini (SEM-EDS analiza)

Čestice letećeg pepela se odlikuju veoma malim dimenzijama (0.01 - 100 μm), zbog čega je njihovo raznošenje na okolna staništa i depozicija na površinu biljaka veoma izražena (Adriano et al., 1980; Gupta et al., 2002; Bhanarkar et al., 2008; Jamil et al., 2009). Iako se filterima za prečišćavanje, iz dimnih gasova koji nastaju prilikom sagorevanja uglja u termoelektranama, uklanja deo letećeg pepela, znatna količina se ipak emituje u atmosferu ili se resuspenduje vetrom sa otvorenih deponija (Osán et al., 1996). Čestice letećeg pepela čija je dimenzija veća od 10 μm se pod uticajem gravitacije talože na površinu zemljišta i vegetacije, dok one manjih dimenzija ostaju suspendovane u vazduhu tokom dužeg vremenskog perioda, što im omogućuje disperziju i difuziju vazдушnim strujanjima i depoziciju na veoma velikim udaljenostima od centra njihove emisije (Saha & Padhy, 2011). Na raznošenje i deponovanje čestica letećeg pepela veliki uticaj imaju i topografija terena i klimatski faktori kao što su pravac i brzina vetra, količina padavina, relativna vlažnost vazduha i temperatura (Sawidis et al., 2001; 2011).

Formiranje vegetacije na deponijama termoelektrana i sadnja zelenih pojaseva oko deponija, uvedeni su sa ciljem da se spreči raznošenje čestica letećeg pepela i na taj način životna sredina zaštiti od zagađenja toksičnim mikro elementima, koji predstavljaju opasnost za zdravlje ljudi i životnu sredinu u celini, jer je poznato da biljke filtriraju polutante iz vazduha tako što ih apsorbuju preko listova, deponuju na površini listova i usporavajući kretanje vazduha, utiču na njihovo taloženje (Spitsyna & Skripalshchikova, 1991; Tomašević et al., 2005; Turner et al., 2005; Jamil et al., 2009). U određenim uslovima vlažnosti vazduha, čestice letećeg pepela se mogu zalepiti na površinu lista ili ploda, što dovodi do hemijskih i fizičkih oštećenja, koja se manifestuju u vidu pojave simptoma oštećenja, pri čemu je intenzitet uticaja deponovanih čestica letećeg pepela određen njihovom apsolutnom količinom (Farmer, 1993; Singh & Yunus, 2000). Intenzitet depozicije čestica letećeg pepela uslovljen je stepenom njihove emisije, meteorološkim uslovima i u pozitivnoj je korelaciji sa prisustvom mikroneravnina na površini nadzemnih delova biljaka (Jamil et al., 2009, Sawidis et al., 2011). Čestice letećeg pepela deponovane na površinu lista menjaju njegove optičke

karakteristike, tako što reflektuju svetlost iz vidljivog i kratkotalasnog infracrvenog dela spektra, što se odražava na količinu svetlosti koja je na raspolaganju za odvijanje procesa fotosinteze (Eller, 1977; Hope et al., 1991; Keller & Lamprecht, 1995; Naidoo & Chirkoot, 2004). Listovi prekriveni česticama pepela, mnogo efektivnije apsorbuju toplotu, što utiče na povećanje temperature lista (Gupta et al., 2002; Prajapati, 2012). Akumulacija čestica na površini lista može uticati na difuziju gasova između lista i atmosfere, pri čemu sedimentacija grubljih čestica više utiče na gornju površinu lista, a sitnijih na donju površinu lista (Ricks & Williams, 1974; Krajičkova & Mejstrik, 1984; Thompson et al., 1984; Fowler et al., 1989; Beckett et al., 2000; Kim et al., 2000; Sawidis et al., 2011). Istraživanjima je takođe utvrđeno, da manja količina deponovanih čestica letećeg pepela (do 4 g/m^2 lista dnevno), povećava suhu težinu i primarnu produkciju kukuruza i soje, tako što stimuliše mehanizam otvaranja i zatvaranja stoma (Fluckiger et al., 1979; Krajičkova & Mejstrik, 1984; Karla et al., 1998; Sharma & Karla, 2006). Direktna fizički uticaj deponovanih čestica ispoljava se tek pri relativno većoj količini od 7 g/m^2 (Farmer, 1993), jer debeo sloj pepela stvara barijeru koja se odražava na smanjenje transpiracije (Mishra & Shukla, 1986), dok je hemijski uticaj evidentan već pri depoziciji od 2 g/m^2 (Grantz et al., 2003). Istraživanjima Osán et al. (1996) je utvrđeno da leteći pepeo ne utiče na značajno smanjenje fotosintetičke aktivnosti osim kada je njegov efekat kombinovan sa aplikacijom kiselih rastvora. Alkalne čestice mogu izazvati oštećenje površine lista, na primer visoko alkalne čestice ($\text{pH} \geq 9$) mogu izazvati hidrolizu lipida i voskova na epidermisu lista, prodreti kroz kutikulu i razlaganjem proteina dovesti do plazmolize ćelija lista (Vardak, 1995). U novije vreme, istraživanje Birbaum et al. (2010), ukazuje da najfinije čestice metala mogu biti inkorporirane u tkivo lista. Njihov prolazak kroz kutikulu može indukovati fitotoksičnost, a uslovljen je fiziologijom biljke i faktorima spoljašnje sredine (Birbaum et al., 2010; Nair et al., 2010; Uzu et al., 2010; Schreck et al., 2013). Usvajanje jedinjenja rastvorljivih u vodi preko lista ograničeno je prisustvom kutikule i kutikularnih voskova na površini lista (Burghardt & Riederer, 2006; Koch & Ensikat, 2008). Kutikula predstavlja neprekidnu ekstracelularnu membranu koja prekriva primarne nadzemne organe kao što su cvetovi, stabljike, listovi, plodovi i semena svih nižih i viših kopnenih biljaka, odnosno ona stabilizuje biljna tkiva i pripisuje joj se više zaštitnih osobina (Koch et al., 2008). Jedna od najvažnijih funkcija biljne kutikule je

zaštita od nekontrolisanog gubitka vode i nutrijenata iz apoplasta (Riederer, 2006), ali i sprečavanje usvajanja toksičnih molekula iz spoljašnje sredine (Schönherr, 2000). Mala vodna propustljivost ove zaštitne membrane potiče od njene hemijske i fizičke prirode. Izgrađena je prvenstveno od biopolimera kutina sa integrisanim slojem kutikularnih voskova, koji formiranjem trodimenzionalnih kristala (najčešće u obliku tubula i platela), imaju važnu ulogu u obrazovanju površinske strukture, odnosno hidrofilne ili hidrofobne prirode površine lista, čime je uslovljena sposobnost njegovog kvašenja i zadržavanja vode, a samim tim i rastvaranja deponovanih čestica na njegovoj površini i njihovo usvajanje (Jeffre, 2006; Riederer & Müller, 2006; Koch et al., 2008).

Površinska mikrostruktura listova biljaka, koja može biti ravna ili se odlikovati brojnim neravninama, izraženim u vidu brazda i grebena koje formiraju slojevi epidermalnih ćelija, ispupčenja usled izražene nervature lista, stoma zaštićenih voštanim prstenovima, kutikularnih lukova, žlezda i trihoma (dlaka i ljuspastih izraštaja), pogoduje nakupljanju čestica na njihovoj površini (Chaphekar, 2000; Jamil et al., 2009; Koch et al., 2008). Proučavanjem površinske mikrostrukture listova tamariksa, bagrenca, bele topole i bagrema na pasivnim lagunama deponije pepela 'TENT A' i kontrolnim staništima, utvrđeno je prisustvo pojedinačnih čestica i njihovih agregata na listovima svih ispitivanih vrsta na svim ispitivanim staništima, na obe lisne površine, pri čemu je količina deponovanih čestica bila veća na individue sa deponije pepela u odnosu na kontrolna staništa. Veličina deponovanih čestica na površinu listova biljaka na L1 i L2 kretala se od 5.73 - 103 μm , pri čemu su najkrupnije deponovane čestice utvrđene na listovima bele topole a najsitnije na listovima tamariksa. Slično, SEM mikrografska analiza čestica letećeg pepela na površinu listova drveća, u zelenom pojasu oko termoelektrane u severnoj Indiji, je pokazala prisustvo čestica letećeg pepela na obe površine lista, kao i da se veličina deponovanih čestica kretala od 0.5 - 30 μm . Čestice su bile sfernog oblika, prisutne pojedinačno i u agregatima, a količine deponovanih čestica je bila u pozitivnoj korelaciji sa mikroneravninama na površini lista (Jamil et al., 2009). SEM-EDS analiza je pokazala da se deponovane čestice na svim staništima odlikuju prisustvom C, Mg, Al, Si, K, Ca, Fe i potencijalno toksičnog elemenata Ti, osim kod tamariksa na kontrolnom staništu u Botaničkoj bašti 'Jevramovac' u Beogradu, gde Al, Fe i Ti u deponovanim česticama nisu utvrđeni. Na osnovu toga se može zaključiti da su čestice letećeg pepela pored listova biljaka sa

deponije pepela 'TENT A', utvrđene i na listovima biljaka sa kontrolnog staništa na obali reke Kolubare, koja se nalazi na 3 km od Obrenovca, u pravcu duvanja vetrova iz zapadnog i severozapadnog kvadranta, koji duvaju tokom leta, što je omogućilo raznošenje i deponovanje čestica letećeg pepela i na ovom relativno udaljenom staništu. Slične rezultate su dobili Sawidis et al. (2011), EDS analizom čestica letećeg pepela na listovima biljaka u severnoj Grčkoj, gde je utvrđeno prisustvo Ca, Si, Al, K, Mg i nekih potencijalno toksičnih elemenata. Analize aerosolnih čestica u gradovima su pokazale da čestice deponovane na biljkama u gradskim uslovima mogu biti veoma raznovrsnog porekla, ali da su i čestice letećeg pepela poreklom iz termoelektrana koje sagorevaju ugalj ili mazut, kao i poreklom od sagorevanja otpada, veoma zastupljene (Osán et al., 1996).

Istraživanja su pokazala da je najveća količina čestica na listovima utvrđena kod biljaka sa pasivne lagune L2, gde su usled zaklonjenosti obodnim nasipom visine nekoliko metara, ispitivane biljke nisu bile izložene direktnom uticaju vetra, u odnosu na individue sa L1, pa je odnošenje nataloženih čestica sa listova biljaka na L2 bilo manje izraženo. Najveća količina deponovanih čestica utvrđena je na listovima tamariksa i bele topole. Listovi tamariksa se na svim staništima odlikuju grubim i neravnim spoljašnjim površinama koji pogoduju nakupljanju velikog broja pojedinačnih čestica i njihovih aglomerata, kao i ekskretornim žlezdama koje luče slane lepljive materije. Bela topola se odlikuje prisustvom dlaka na licu u predelu lisnih nerava, a naročito na naličju. Little (1978) i Madany et al. (1990) su pokazali da gruba i dlakava površina lista može akumulirati i do deset puta više čestica u odnosu na listove čija je površina glatka. Studije, Yunus et al. (1985), Pyatt & Haywood (1989), Guo & James (1996), Chaphekar (2000), Paling et al. (2001), Naidoo & Naidoo (2005), Lei et al. (2006), Jamil et al. (2009), Sawidis et al. (2001, 2011) i Pandey (2012) takođe ukazuju da veće neravnine na površini listova utiču da biljke vezuju veću količinu čestica. Prisustvo trihoma na obe lisne površine kod *Mussaenda frondosa* L. i *Haldina cardifolia* (Roxb.) Ridsdale, sa deponije pepela u Indiji, uslovalo je nakupljanje velikog broja čestica koji je na listovima ovih vrsta utvrđen SEM mikroskopijom (Jamil et al., 2009). Brazde i grebeni koji su formirani između epidermalnih ćelija kod ovih biljaka, kao i istaknuti centralni lisni nervi i ispupčene ćelije zatvaračice stoma na naličju lista, omogućili su sakupljanje sitnijih čestica. Po Naidoo & Naidoo (2005), kod vrsta koje se

odlikuju dlakama samo na naličju (*Avicennia marina* (Forssk.) Vierh.), ili uglavnom najviše na naličju (*Hibiscus tiliaceus* L.), čestice se zadržavaju između dlaka i ne mogu biti uklonjene ni kišom ni vetrom. Kod *A. marina*, lučenje sluzavih-mucilagenih slanih materija na obe lisne površine, doprinosi većem vezivanju čestica na površinu lista. Naidoo & Naidoo (2005), su takođe utvrdili da gust splet trihoma koje zaklanjaju stome kod *A. marina* i *H. tiliaceus*, štite stome od čestca ugljene prašine i zadržavaju je na površini lista. Nakupljanje čestica na površini listova ovih biljaka uticalo je na redukciju svetlosti, što je kao posledicu uslovalo redukciju provodljivosti, transpiracije i fotosintetičke efikasnosti, ukazujući na fotoinhibitorna oštećenja. Fluckiger et al. (1979) je utvrdio da je 1 mg/cm² čestica prašine dovoljan da smanji provodljivost stoma kod *Populus tremula* L., a da je samo 0.5 mg/cm² dovoljno da dovede do povećanje temperature lista. Sawidis et al. (2011), su utvrdili da prisustvo višecelijskih trihoma na obe površine lista *Verbascum phlomoides* L. omogućuje nakupljanje krupnijih čestica pepela poreklom iz sagorelog lignita. Isto tako, kod *Populus nigra* L. i *Salix babylonica* L. gusto raspoređeni listovi, sa mrežastim vaskularnim sistemom, koji se sastoji od jednog centralnog nerva i bočnih nerava, efektivno hvataju i zadržavaju veliku količinu čestica, a guste dlake na naličju lista zadržavaju atmosfersku vlagu, što utiče na smanjenje intenziteta transpiracije, ali i na intenzivnije nakupljanje čestica (Sawidis et al., 2001). Veća količina deponovanih čestica letećeg pepela na listovima tamariksa i bele topole može biti uzrok povećanom sadržaja Cr u listovima ovih vrsta, s obzirom da je poznato da je transport Cr iz korena u list je veoma ograničen, tako da akumulacija ovih elemenata u listu pre potiče od usvajanja preko lista iz atmosfere nego od njihove translokacije iz zemljišta (Maistro et al., 2004). Istraživanja Osán et al. (1996), pokazuju da se depozicija letećeg pepela odražava na povećanje sadržaja As i Fe u tkivu lista *Solidago canadensis* L., a studija Schreck et al. (2012), da biljke koje su izložene delovanju atmosferskih čestica industrijskog porekla, preko listova usvajaju veliki broj hemijskih elemenata, poput Pb, Cu, Zn, Cd, Sn i As.

Kod bagrenca i bagrema SEM mikrografska analiza površine listova takođe je utvrdila nakupljanje čestica, ali manjeg intenziteta, koje je bilo najviše ograničeno na predeo oko centralnog i bočnih nerava, gde su uočeni najizraženiji lisni nabori i gušće dlake. Pored toga ove dve vrste se odlikuju glatkom voštanom kutikulom što omogućuje lako uklanjanje čestica sa listova kišom i vetrom. Čestice letećeg pepela su na tako

glatkim listovima slabo vezane, pa se metali ne mogu lako apsorbovati u unutrašnja tkiva lista. Po Naidoo & Naidoo (2005), kod vrsta sa glatkim kožastim listovima, kao što su *Brugueria gymnorhiza* (L.) Lam. i *Rhizophora mucronata* Lam., efekat čestica je minimalan, jer one bivaju lako uklonjene kišom i vetrom. Takođe, Sawidis et al. (2011), ukazuju da je glatka površina lista *Brassica oleracea* L. var. *capitata* i *Rumex acetosa* L., prekrivena glatkim epikutikularnim voskom tako da su čestice letećeg pepela slabo vezane. Glavne vene i stome na naličju lista kod ovih vrsta, pogoduju nakupljanje čestica. Isto tako, Sawidis et al. (2001) su konstatovali da glatka voštana kutikula badema (*Prunus amygdalus* Stok.) i *Ligustrum japonicum* Thunb., omogućuje lako odnošenje čestica kišom i vetrom, tako da metalima bogate čestice slabo prijanjaju za površinu ovakvih glatkih listova, te slabo prodiru u unutrašnja tkiva.

Generalno, rezultati SEM mikrografske analize su pokazali da površinske strukture listova tamariksa i bele topole više pogoduju nakupljanju čestica letećeg pepela od površinske strukture listova bagrenca i bagrema, ali da količina čestica letećeg pepela na L1 i L2 nije bila toliko značajna da se odrazi na efikasnost fotosinteze ispitivanih vrsta biljaka. Rezultati nisu pokazali značajnija oštećenja kutikule i epidermisa, jer se pH čestica letećeg pepela iako baznog karaktera, smanjivala se sa starenjem pepela, te se nije mogla odraziti na hidrolizu lipida i voskova na površini lista. Uzrok smanjenju fotosintetičke efikasnosti koje je na L2 bilo najizraženije kod bagrema i bele topole, verovatno je pre posledica neadekvatne mineralne ishrane odnosno deficita esencijalnih nutrijenata i toksičnog sadržaja As i B i povećanog sadržaja Mo, nego deponovanih čestica na površini njihovih listova. Iako biljke mogu usvajati hemijske elemente na dva različita načina, korenovim sistemom i preko površine lista (Sawidis et al., 2011), značajniji vid usvajanja materija iz spoljašnje sredine je ipak kroz rizosferu, odnosno preko korena (Prajapati, 2012).

7. ZAKLJUČCI

Na osnovu ovih istraživanja može se zaključiti da limitirajuće faktore za uspostavljanje biljnog pokrivača na deponiji pepela 'TENT A' predstavljaju nepovoljne fizičke i hemijske karakteristike pepela. Nepovoljne fizičke karakteristike čine:

- Peskovit mehanički sastav pepela koji uslovljava mali sadržaj vode dostupne biljkama i
- Fina tekstura čestica pepela koja ga čini podložnim eolskoj eroziji što zajedno sa sklonošću alumosilikatnih pepela da obrazuju cementne slojeve, otežava ukorenjavanje biljaka.

Nepovoljne hemijske karakteristike čine:

- Bazna reakcija i povećan salinitet pepela; niska adsorptivna sposobnost; nedostatak bioraspoloživih oblika fosfora i kalijuma; nizak sadržaj ugljenika i azota kao i njihov nepovoljan odnos; toksičan ukupni sadržaj As, B, Cu, Mo, Cr i Ni, i veći od prosečnih vrednosti sadržaj Zn, Mn i Se). Bazna reakcija pepela uslovljava je toksičan sadržaj bioraspoloživog As i B, kao i deficit bioraspoloživog Mn i Zn.

Izloženost pepela atmosferskim prilikama (wethered ash), njegova biorekultivacija i spontano naseljavanje biljaka imale su pozitivan efekat na promenu početnih, veoma nepovoljnih fizičkih i hemijskih karakteristika pepela. Najizraženije promene zabeležene su u površinskom sloju pepela pasivnih laguna i imale su trend poboljšanja koji je bio u korelaciji sa starenjem pepela. Ove promene su se ogledale u:

- Promeni u granulometrijskom sastavu koji je od peska evoluirao ka peskovitoj ilovači,
- Povećanoj akumulaciji organske materije,
- Povećanju adsorptivne sposobnosti pepela,
- Smanjenju pH i zaslanjenosti (posebno izazvane ispiranjem soli B),
- Povećanju sadržaja bioraspoloživih oblika fosfora i kalijuma i povećanju sadržaja azota, što se pozitivno odrazilo na sužavanje odnosa C/N. Sve ovo je uticalo da su se tokom vremena stvorili povoljniji uslovi za rast biljaka, pa shodno tome i akumulaciju i razlaganje organske materije. Ukupan sadržaj ispitivanih hemijskih

elemenata, kao i njihov bioraspoloživ sadržaj se tokom vremena smanjivao, pri čemu je od naročitog značaja smanjivanje toksičnog sadržaja B.

Na osnovu rezultata florističkih i fitocenoloških istraživanja može se zaključiti da su se sa poboljšanjem fizičkih i hemijskih osobina tokom starenja pepela, stvorili povoljniji uslovi za kolonizaciju biljaka i povećanje biodiverziteta, što ilustruje povećanje broja biljnih vrsta na nasipima i unutrašnjim delovima laguna deponije pepela tokom vremena. Primećeno je takođe i nestajanje ili smanjivanje broja kako sađenih, tako i spontano pridošlih vrsta, kao rezultat njihovog različitog adaptivnog odgovora na efekte multipnog stresa na staništu. Utvrđeno je da na deponiji pepela rastu ukupno 122 različite biljne vrste, koje su raspoređene u 38 familija, od kojih su najbrojnije *Asteraceae* (32 vrste), *Fabaceae* (13 vrsta), *Poaceae* (11 vrsta), *Brassicaceae* (7 vrsta) i *Chenopodiaceae* (3 vrste). Na sukcesivno povećanje biodiverziteta ukazuje pojava 25 biljnih vrsta zabeleženih samo na laguni staroj jedanaest godina. Na deponiji 'TENT A' detektovano je 14 drvenastih vrsta, odnosno 11.5 % od ukupnog broja zabeleženih vrsta. Uočeno je da se njihov broj sa starenjem pepela povećavao, pri čemu veći broj na nasipima ukazuje da su oni zbog istaknutog položaja bili više izloženi naletu semena, odakle su se drvenaste vrste širile ka unutrašnjosti lagune. Veći broj individua na periferiji u odnosu na centar lagune povezan je sa promenom fizičkih i hemijskih karakteristika pepela ka unutrašnjosti laguna, gde su se po rastućem gradijentu menjali sadržaj soli i toksičnih hemijskih elemenata, a smanjivali sadržaj organske materije i krupnoća čestica. Od ispitivanih drvenastih vrsta biljaka na deponiji pepela 'TENT A' najveći invazivni potencijal su pokazale spontano kolonizovane vrste bagrenac (*Amorpha fruticosa* L.) i bela topola (*Populus alba* L.), zbog čega su, pored sađenih vrsta, tamariksa (*Tamarix tetrandra* Pall.) i bagrema (*Robinia pseudoacacia* L.) i izabrane za dalja istraživanja.

Na osnovu rezultata fizioloških, biohemijskih i morfoloških proučavanja ispitivanih biljaka na deponiji pepela 'TENT A' može se zaključiti da:

- Veća rastvorljivost As, B, Mo, Se i Cr i manja rastvorljivost Cu, Zn i Mn u pepelu sa deponije pepela 'TENT A', uslovljavaju da sadržaj ovih elemenata u tkivima ispitivanih biljaka na lagunama L1 i L2 u većini slučajeva bude iznad prosečnih opsega za te elemente, pri čemu je sposobnost regulacije sadržaja tih elemenata u

korenu i listu individualna karakteristika svake od ispitivanih vrsta. Sve vrste osim tamariksa, na pasivnim lagunama 'TENT A' su imale deficitaran sadržaj Mn u listovima, a bagremac i bagrem i deficitaran sadržaj Zn, ali samo na L1. Translokacijom većeg sadržaja usvojenog Cu iz korena u list, sve ispitivane vrste su sadržaj ovog elementa u listovima održavale u opsegu normalnih koncentracija. Rastvorljivost As, koja se povećavala sa starenjem pepela uslovlila je porast njegovog sadržaja u listovima bele topole i bagrema tokom vremena, tako da je kod bele topole na L2 i bagrema na obe lagune arsen bio u toksičnim opsegu. Zadržavanjem većeg dela usvojenog As na nivou korena, tamariks i bagrenac su održavale sadržaj ovog elementa u listovima u opsegu većem od prosečnih vrednosti, ali ne i toksičnom. Toksičan sadržaj B u listovima bagrenca, bele topole i bagrema smanjivao se sa smanjivanjem njegovog biorasploživog sadržaja i starenjem pepela, pri čemu su te koncentracije u listovima bele topole i bagrema bile izuzetno visoke. Kod tamariksa, nakon uspešne regulacije sadržaja B na L1, došlo je do povećane translokacije njegovog sadržaja iz korena u list do toksične koncentracije na L2, što može da ukaže na smanjivanje tolerantnosti ove vrste na povećan sadržaj B u pepelu usled dugotrajne izloženosti mnogobrojnim stresnim faktorima na deponiji. Najmanji TF za B kod bagrenca na L2 ukazuje da je ova vrsta razvila adaptivne mehanizme opstanka u uslovima povećanog sadržaja biorasploživog B u supstratu. Toksične koncentracije Se u listovima, sa tendencijom povećanja sa starenjem pepela izdvajale su tamariks od ostalih ispitivanih vrsta, koje su manjom translokacijom ovog elementa održavale njegov sadržaj u listovima u granicama prosečnih vrednosti ili većih od proseka ali ne i toksičnim, u čemu je bagrenac bio naročito uspešan. Kod azotofiksatora bagrenca i bagrema uočeno je povećanje translokacije Mo iz korena u list, što je vezano sa njihovim povećanim potrebama za ovim elementom kod kojih on ima ulogu specifičnog katalizatora za fiksaciju N iz vazduha. Ipak kod svih vrsta sadržaj ovog elementa u listovima je bio u normalnom opsegu, osim kod bagrema na L2 gde je sadržaj Mo bio toksičan. Veća rastvorljivost Cr iz pepela uslovlila je da tamariks i bela topola usvajaju veće količine ovog elementa od bagrenca i bagrema na obe lagune. Iako su veći sadržaj Cr zadržavale na nivou korena, on je u listovima tamariksa i bele topole bio u opsegu većem od prosečnih vrednosti za taj element.

- Izloženost ispitivanih biljaka efektima multipnog stresa na pasivnim lagunama deponije pepela 'TENT A' uslovljava da njihova fotosintetička efikasnost bude niža od optimalnih vrednosti, što ukazuje na fotoinhibiciju PSII i njihovu smanjenu vitalnost. Pored neadekvatne mineralne ishrane ispitivane vrste su na deponiji pepela izložene stresu suše, što je bilo naročito izraženo kod bele topole na obe lagune i bagrema na L2. Ipak u trećoj godini nakon zasnivanja vegetacije ispitivane vrste su pokazale sličnu efikasnost fotosinteze. Nakon jedanaest godina, sađena vrsta tamariksa i spontano kolonizovana bagrenac, su pokazale veću vitalnost u odnosu na belu topolu i bagrem, čemu je doprineo njihov manji afinitet ka usvajanju i translokaciji As i B, kao i veća tolerantnost na sušu i deficit N, P, Mn i Zn.
- Smanjenje sadržaja hlorofila u listovima ispitivanih biljaka na lagunama deponije pepela ukazuje na njihovu izloženost uticaju multipnog stresa na ovim staništima. Najizraženije smanjenje sadržaja hlorofila, uočeno kod bagrema na laguni starosti 11 godina, i u skladu je sa najnižom vitalnošću ove vrste na ovom staništu. Jedini izuzetak predstavlja bagrenac, kod koga se povećanje sadržaja hlorofila na L1 može smatrati adaptivnim odgovorom na nepovoljne uslove staništa na ovoj laguni. Uprkos smanjenju sadržaja hlorofila, odnos Chl a/b u listovima tamariksa i bagrenca na deponiji pepela, bio je skoro tokom celog perioda istraživanja stabilan, što ukazuje na njihovu nižu osetljivost na zagađenje i povećan salinitet i postojanje izvesnih mehanizama zaštite koji su se odrazili na stabilnost ukupne aktivnosti PSII. Približno jednak sadržaj Tot Carot kod tamariksa, bagrenca i bela topole na L1 i kontrolnim staništima ukazuje da ove vrste poseduju potencijal održavanja stabilne funkcije karotenoida, iako su na ovoj laguni utvrđeni najnepovoljniji uslovi staništa. Povećanje sadržaja Tot Carot kod bagrenca na starijoj laguni ukazuje da je ova vrsta tokom vremena razvila toleranciju na stresne uslove koji vladaju na deponiji pepela 'TENT A'. Smanjenje Tot Carot u listovima bagrema sa starenjem pepela ukazuje na njihovu manju fotozaštitnu funkciju, tako da ni visok sadržaj antocijana, kao ni povećanje njihovog sadržaja tokom vremena nije uticalo na opšte smanjenje njegove vitalnosti tokom vremena. Povoljniji odnos Chl a+b/Tot Carot utvrđen kod tamariksa i bagrenca na L2 izdvaja ove dve vrste od bele topole i bagrema, kod kojih smanjenje ovog odnosa tokom vremena ukazuje na fiziološka oštećenja usled izloženosti oksidativnom stresu.

- Sličan sadržaj MDA u listovima tamariksa i bagrenca na svim staništima, kao i manji sadržaj ovog produkta peroksidacije lipida membrana u odnosu na sadržaj u listovima bele topole i bagrema na pasivnim lagunama deponije pepela 'TENT A' ukazuje da tamariks i bagrenac poseduju efikasan sistem antioksidativne zaštite koji je uslovio nižu akumulaciju ROS i manji nivo oštećenja ćelijskih membrana, što može biti dokaz njihove bolje adaptiranosti na nepovoljne uslove staništa (nepovoljan sadržaj mikro i makro elemenata, suša, salinitet i visoka temperature). Veći sadržaj MDA u listovima bele topole i bagrema na L2, ukazuje da je izloženost multipnom stresu narušila strukturni i funkcionalni integritet i selektivnu propustljivost njihovih membrana, što je rezultiralo nižom vitalnošću ovih vrsta na L2.
- Povećanje sadržaja slobodnih, vezanih i ukupnih fenola kod svih ispitivanih vrsta biljaka na pasivnim lagunama deponije pepela 'TENT A', može se okarakterisati kao njihov antioksidativni odgovor na stres na ovom staništu. Uočeno je da promene u sadržaju slobodnih fenola imaju isti trend kao i promene u sadržaja As u listovima ispitivanih vrsta. Promene u sadržaju vezanih fenola pratile su trend promena sadržaja B, tako da povećanje njihovog sadržaja u listovima tamariksa, bagrenca i bagrema na deponiji može da ukaže na ubranu polimerizaciju fenola do lignina vezanih za ćelijske zidove, što se može smatrati adaptivnim mahanizmom kojim ove vrste tolerišu visoke koncentracije B na staništu. Najveći sadržaj slobodnih i ukupnih fenola i visok sadržaj vezanih fenola u listovima tamariksa na L1 i L2, praćen niskim sadržajem MDA u njegovim listovima, ukazuje na efikasnu zaštitnu ulogu fenolnih jedinjenja čijom je sintezom smanjena peroksidacija lipida membrana kod ove vrste. Sadržaj slobodnih i vezanih fenola u listovima bagrenca pratio je variranja u sadržaju As i B u listovima ove vrste, što se odrazilo na održavanje integriteta membrana i stabilnu vitalnost ove vrste na obe lagune. Mali sadržaj vezanih fenola u listovima bele topole verovatno je uticao na slabije vezivanje B za ćelijske zidove, što se odrazilo na povećanje peroksidacije lipida membrana i nižu fotosintetičku efikasnost na L2. Najmanji sadržaj slobodnih fenola u listovima bagrema, kao i prooksidativno delovanje fenoksi radikala koji se obrazuju prilikom sinteze vezanih fenola u prisustvu spin stabilizujućih metala, odrazio se na slabiju antioksidativnu zaštitu fenola, što je dovelo do povećanja sadržaja MDA i niže vitalnosti ove vrste na L2.

- Ispitivane drvenaste vrste su pokazale različitu ukupnu DPPH antioksidativnu aktivnost na ispitivanim staništima. Najveću ukupnu DPPH antioksidativnu aktivnost na obe pasivne lagune pokazao je tamariks. Izloženost nepovoljnim faktorima sredine uslovlila je aktiviranje svih komponenti antioksidativnog sistema koji je uspešnim uklanjanjem ROS sprečio oksidativna oštećenja kod ove vrste. Nepovoljni faktori spoljašnje sredine na L1 su uslovlili nižu ukupnu antioksidativnu aktivnost u listovima kod ostale tri vrste, pri čemu je ona bila najniža u listovima bele topole i bagrema, kod kojih je toksičan sadržaj B u listovima bio i najveći. Ipak, na početku revitalizacionog procesa, ove tri vrste su pokazale visok adaptivni potencijal, zahvaljujući uspešnoj regulaciji ne-enzimskih antioksidativnih komponenti. Izostanak adekvatnog enzimskog antioksidativnog odgovora, na dalje povećanje toksičnog sadržaja As u listovima bagrema sa starenjem pepela verovatno je uzrok niske ukupne antioksidativne aktivnosti kod ove vrste na L2, iako su nepovoljni uslovi staništa na ovoj laguni bili manje izraženi.
- Istovremeno delovanje velikog broja stresnih faktora na pasivnim lagunama deponije pepela 'TENT A' uslovljava složenu vizuelnu sliku oštećenja, tako da su na listovima ispitivanih vrsta biljaka uočene mnogobrojne promene u vidu hloroza, nekroza, promene u boji i sušenje listova. Uočena oštećenja odgovarala su simptomima karakterističnim za delovanje različitih faktora stresa kao što su povećan salinitet, suša, toksičan sadržaj As, B, Se i Mo, kao i deficit N, P, K, Mn i Zn. Primećena je akumulacija oštećenja sa starenjem listova, kao i njihova uslovljenost razlikama u intenzitetu stresa.
- SEM-EDS analiza listova ispitivanih drvenastih vrsta ukazala je na prisustvo deponovanih čestica pepela na listovima ispitivanih vrsta na obe lagune 'TENT A'. Depoziciji čestica naročito je pogodovala površinska struktura listova tamariksa i bele topole. Generalno uzevši, depozicija čestica pepela se odrazila na pojavu simptoma oštećenja listova ispitivanih vrsta koja su uz već navedene razloge dovele do opšte smanjenje vitalnosti biljaka na deponiji pepela.

Na osnovu dobijenih rezultata i diskusije u ovoj doktorskoj tezi može se zaključiti da su sve hipoteze postavljene na početku istraživanja potvrđene:

- a) da biljke akumuliraju visoke koncentracije As i B u uslovima pepelišta,

- b) da biljke pokazuju smanjenu vitalnost zbog izloženosti multipnom stresu,
- c) da izloženost biljaka multipnom stresu izaziva biohemijska, fiziološka i morfološka oštećenja biljaka,
- d) da različite biljne vrste imaju različite adaptivane odgovore na efekte multipnog stresa na pepelu,
- e) da su različiti adaptivni mehanizmi vezani pre svega za procese usvajanja i translokacije polutanata, odnosno njihove distribucije, redistribucije, skladištenja i detoksifikacije u listovima i korenovima, ali i za tolerisanje ekstremnih klimatskih uslova, pre svega suše,
- f) da biljne vrste koje spontano naseljavaju deponije pepela termoelektrana imaju veći adaptivni potencijal od vrsta koje se koriste u biorekultivaciji.

Na osnovu individualnih fizioloških, biohemijskih i morfoloških odgovora ispitivanih biljaka na uslove staništa deponije pepela 'TENT A' može se zaključiti da je:

Tamariks vrsta koja poseduje visok stepen adaptiranosti na nepovoljne fizičke i hemijske osobine koje limitiraju opstanak i rast biljaka na pepelu i da je pokazala visok potencijal za njegovu fitostabilizaciju. Aktiviranjem mehanizama antioksidativne zaštite, što se naročito odrazilo kroz povećanje sadržaja fenolnih jedinjenja, ova vrsta je pokazala potencijal da na staništu opterećenom multipnim stresnim faktorima održava strukturni i funkcionalni integritet ćelijskih membrana i stabilnu vitalnost. Iako se tokom vremena sadržaj B i Se u listovima tamariksa povećavao, ova vrsta je zahvaljujući toleranciji na povećan salinitet, sušu i ekstremne temperature pokazala visok adaptivni potencijal za opstanak na ovakvim staništima, što ukazuje da je izbor ove vrste na početku revitalizacionog procesa bio opravdan.

Bagrem vrsta koja je na deponiji pepela 'TENT A' pokazala veliku osetljivost na oksidativni stres uslovljen nepovoljnim fizičkim i hemijskim karakteristikama pepela. To se ogleda u kontinuiranom smanjenju efikasnosti fotosinteze, sadržaja fotosintetičkih pigmenata i ukupne antioksidativne aktivnosti, što kao posledicu ima narušavanje stabilnosti ćelijskih membrana i smanjivanje vitalnosti ove vrste na deponiji pepela. Iako je značaj ove azotofiksatorne vrste, naročito na početku revitalizacionog procesa neosporan, njena šira primena nije preporučljiva zbog veoma lošeg stabilizacionog potencijala na staništima sa visokim sadržajem bioraspoloživog As i B.

Bela topola vrsta koja najbrže osvaja prostor pasivnih laguna deponije pepela 'TENT A' i koja na početku kolonizacije pokazuje visok adaptivni potencijal. Smanjenje sadržaja hlorofila, nepovoljan odnos fotosintetičkih pigmenata i oštećenja ćelijskih membrana koja su bila naročito izražena na L2, ukazuje da se njena tolerancija na stres tokom dugotrajnog izlaganja nepovoljnim faktorima sredine smanjuje. Pored toga nedostatak vlage u vazduhu i podlozi za ovu higromezofilnu vrstu koja prirodno raste na poplavnim terenima i dolinama reka, može predstavljati ograničavajući faktor za rast. Iako bela topola predstavlja veoma prilagodljivu, brzorastuću vrstu, koja se odlikuje dobrim kapacitetom da se adaptira na stres, ona se odlikuje slabijim stabilizacionim potencijalom za supstrate opterećene visokim sadržajem As i B što je čini veoma nepogodnom za revitalizaciju ovakvih staništa.

Bagrenac vrsta koja je na deponiji pepela 'TENT A' pokazala veoma značajan invazivni i stabilizacioni potencijal, osvajajući preko nasipa prostor pasivnih laguna od periferije ka centru. Kroz sintezu fenolnih jedinjenja i održavanje povoljnog odnosa fotosintetičkih pigmenata ova vrsta je tokom vremena aktivirala mehanizme tolerancije na stres izazvan toksičnim koncentracijama As i B i deficita Mn i Zn, što je uticalo na stabilnost ćelijskih membrana i održavanje fotosintetičke efikasnosti. Zahvaljujući svojoj invazivnosti, vitalnosti, ekstenzivnom korenovom sistemu kojim dobro vezuje podlogu, sposobnosti vegetativnog razmnožavanja i obogaćivanja podloge azotom i tolerantnosti na uslove koji vladaju na deponiji pepela, upotreba ove vrste može biti veoma značajna u procesima revitalizacije ovakvih staništa.

Iako su u različitim fazama revitalizacije pasivnih laguna deponije pepela 'TENT A' sve ispitivane drvenaste vrste pokazale visok adaptivni potencijal na nepovoljne uslove staništa, prirodno kolonizovana vrsta bagrenac (*Amorpha fruticosa* L.) je pokazala najveći stabilizacioni potencijal. Njenom organizovanom sadnjom se može obezbediti efikasnija fizička i hemijska stabilizacija pepela u cikličnom procesu njegovog deponovanja na otvorenom prostoru, kao i uspešna revitalizacija deponije po prestanku rada termoelektrane.

8.LITERATURA

- Abbott, J.A.** (1999). Quality measurement of fruit and vegetables. *Postharvest Biology and Technology* **15**, 207-225.
- Abdel-Basset, R.**, Issa, A.A. & Adam, M.S. (1995). Chlorophyllase activity: effect of heavy metals and calcium. *Photosynthetica* **31**, 421-425.
- ACAA** (American Coal Ash Association) (2001). Proceedings of the 14th International Symposium on management and Use of Coal Combustion Products (CCPs). *Alexandria, VA*.
- Ader, K.** (1985). A study of the nature and succession of vegetation on pulverised fuel ash in Greater Manchester. M.Sc. Thesis, University of Aberdeen, Scotland, UK.
- Adriano, D.C.** (1986). *Trace elements in terrestrial environment*. Springer-Verlag, New York, 533 pp.
- Adriano, D.C.** (2001). *Trace Elements in terrestrial Environments*. Biogeochemistry, Bioavailability and Risiks of Metal, second ed. Springer, New York. 867 pp.
- Adriano, D.C.**, Page, A.L., Elsewi, A.A., Chang, A.C. & Straughan, I. (1980). Utilization and disposal of fly ash and other coal residues in terrestrial ecosystems: a review, *Journal of Environmental Quality* **9**(3), 333-344.
- Adriano, D.C.**, Weber, J., Bolan, N.S., Paramasivan, S., Koo, Bon-Jun, Sajwan, K.S. (2002). Effects of high rates of coal fly ash on soil, turfgrass, and groundwater quality. *Water Air and Siol Pollution* **139**, 365-385.
- Afroush, M.**, Hokmabadi, H. & Mirseyed Hosseini, H.(2010). Effect of nitrogen, iron, magnesium, manganese and molybdenum deficiencies on biochemical and ecophysiological characteristics of pistachio seedling (*Pistacia vera*). In: Zakyntinos, G. (Ed.), XIV GREMPA Meeting on Pistachios and Almonds. Zaragoza: CIHEAM / FAO/AUA/TEI Kalamatas/NAGREF Options Méditerranéennes: Série A. Séminaires Méditerranéens; n. 94, p.53-63.
- Agarwal, D.**, Agarwal, M.K., Yunus, M. & Gautam, S.K. (2011). Phytoremediation of Flyash by Assessing Growth Responses of the Local Tree Species. *Journal of Pure and Applied Science & Technology Copyright* **1**(2), 123-134.
- Agati, G.** & Tattini, M. (2010). Multiple functional roles of flavonoids in photoprotection. *New Phytologist* **186**, 786-793.

- Aggarwal, M.**, Sharma, S., Kaur, N., Pathania, D., Bhandhari, K., Kaushal, N., Kaur, R., Singh, K., Srivastava, A. & Nayyar, H. (2011). Exogenous Proline Application reduces phytotoxic effects of selenium by minimising oxidative stress and improves growth in bean *Phaseolus vulgaris* L. seedlings. *Biological Trace Element Research* 140(3), 354-367.
- Ahlawat, I.P.S.**, Gangaiah, B. & Ashraf Zadid, M. (2007). Nutrient management in chickpea. In: Yadav, S.S., Redden, R., Chen, W. & Sharma, B. (Eds.), *Chickpea breeding and management*. Wallingford, Oxon, UK, CAB International. p. 213-232.
- Ahmad, P.**, Sarwat, M. & Sharma, S. (2008). Reactive oxygen species, antioxidants and signaling in plants. *Journal of Plant Biology* 51(3), 167-173.
- Ahmaruzzaman, M.** (2010). A review on the utilization of fly ash. *Progress in Energy and Combustion Science* 36, 327-363.
- Aitken, R.L.** & Bell, L.C. (1985). Plant uptake and phytotoxicity of boron in Australian fly ashes. *Plant and Soil* 84, 245-257.
- Ajiboso, S.** & Adenuga, G. (2012). The influence of zinc and selenium on some biochemical responses of *Vigna unguiculata* and *Zea mays* to water deficit condition and rehydration. *Biokemistri* 24(3), 108-115.
- Alday, G.J.**, Marrs, H.R. & Martínez-Ruiz, C. (2012). Soil and vegetation development during early succession on restored coal wastes: six-year permanent plot study. *Plant and Soil* 353(1-2), 305-320.
- Alloway, B.J.** (1990). Heavy metals in soil. Blackie and Son Ltd., London, 339 pp.
- Alloway, B.J.** (2008). Micronutrients and crop production: An introduction. In Alloway, B.J. (Ed.), *Micronutrient Deficiencies in Global Crop Production*, Springer Science Business Media BV, p.1-39.
- Almeida, A.F.D.**, Valle, R.R., Mielke, M.S. & Gomes, F.P. (2007). Tolerance and prospection of phytoremediator woody species of Cd, Pb, Cu and Cr. *Brazilian Journal of Plant Physiology* 19(2), 83-98.
- Alpaslan, M.** & Gunes, A. (2001). Interactive effects of boron and salinity stress on the growth, membrane permeability and mineral composition of tomato and cucumber plants. *Plant and Soil* 236, 123-128.
- Alscher, R.G.**, Erturk, N. & Heath, L.S. (2002). Role of superoxide dismutases (SODs) in controlling oxidative stress in plants. *Journal of Experimental Botany* 53, 1331-1341.

- Alvarez-Ayuso, E.** & Garcia-Sanchez, A. (2003). Palygorskite as a feasible amendment to stabilize heavy metal polluted soils. *Environmental Pollution* 125 (3), 337-344.
- Anderson, J.M.** & Pyliotis, N.A. (1996). Studies with manganese deficient chloroplasts. *Biochemistry and Biophysics Acta* **189**, 280-293.
- Andreoni, V.,** Cavalca, L., Rao, M.A., Nocerino, G., Bernasconi, S., Dell'Amico, E., Colombo, M. & Gianfreda, L. (2004). Bacterial communities and enzyme activities of PAHs polluted soils. *Chemosphere* **57**, 401-412.
- Antić, M.,** Jovanović, B., Jović, N., Munkačević, V. & Nikolandić, S. (1969). Fitocenološko-pedološka istraživanja u poplavnom području Baranje. »Jelen«, Bilten LŠPG – posebno izdanje, No 3, Beograd.
- Antić, M.,** Jović, N. & Avdalović, V. (1982). *Pedologija*. Joković, D. (Ed.), Naučna knjiga, Beograd, 403 pp.
- Apostol, G.** & Zwiazek, J.J. (2004). Boron and water uptake in jack pine (*Pinus banksiana*) seedlings. *Environmental and Experimental Botany* **51**(2), 145-153.
- Ardic, M.,** Sekmen, A.H., Tokur, S., Ozdemir, F. & Turkan, I. (2009 a). Antioxidant response of chickpea plants subjected to boron toxicity. *Plant Biology* **11**, 328-338.
- Ardic, M.,** Sekmen, A.H., Turkan, I., Tokur, S. & Ozdemir, F. (2009 b). The effects of boron toxicity on root antioxidant systems of two chickpea (*Cicer arietinum* L.) cultivars. *Plant & Soil* **314**, 99-108.
- Aref, F.** (2011). Influence of zinc and boron nutrition on copper, manganese and iron concentration in the maize leaf. *Australian Journal of Basic and Applied Sciences* **5**(7), 52-62.
- Arnon, D.I.** (1949). Copper enzymes in isolated chloroplasts. Polyphenoloxidases in *Beta vulgaris*. *Plant Physiology* **24**, 1-15.
- Arora, A.,** Byrem, T.M., Nair, M.G. & Strasburg, G.M. (2000). Modulation of liposomal membrane fluidity by flavonoids and isoflavonoids. *Archives of Biochemistry and Biophysics* **373**, 102-109.
- Asada, K.** (1999). The water–water cycle in chloroplasts: scavenging of active oxygens and dissipation of excess photons. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* **50**, 601-639.

- Asada, K.**, Endo, T., Mano, J. & Miyake, C. (1998). Molecular mechanism for relaxation of and protection from light stress. In: Saton, K. & Murata, N. (Eds), *Stress Responses of Photosynthetic Organisms*. Elsevier, Amsterdam, p. 37-52.
- Asher, C.J.** (1991). *Micronutrients in Agriculture*, 2 nd ed., Soil Science Society of America, Madison, WI, p. 703-723.
- Aslam, R.**, Bostan, N., Amen, N., Maria, M. & Safdar, W. (2011). A critical review on halophytes: Salt tolerant plants. *Journal of Medicinal Plants Research* 5(33), 7108-7118.
- Asokan, P.**, Saxena, M. & Asolekar, S.R. (2005). Coal combustion residues – environmental implications and recycling potentials. *Resources, Conservation and Recycling* 43, 239-262.
- Asokan, P.**, Saxena, M., Aparna, A. & Asoletar, S.R. (2004). Characteristics variation of coal combustion residues in an Indian ash pond. *Waste Management Research* 22, 265-275.
- ASTM C618-05** (2005). Standard specification for fly ash and raw or calcined natural pozzolan for use as mineral admixture in Portland cement concrete. In: Annual book of ASTM standards. ASTM; West Conshohocken, Pennsylvania.
- Atkinson, D.** (1973). Some general effects of phosphorus deficiency on growth and development. *New Phytologist* 72, 101-111.
- Auribie, M.A.** (2011). Antioxidant activity of tannin from *Tamarix aphylla* L. leaves. *Basrah Journal of Agricultural Sciences* 24(1), 406-416.
- Babula, P.**, Adam, V.M., Opatrilova, R., Zehnalek, J., Havel, L. & Kizek, R. (2008). Uncommon heavy metals, metalloids and their plant toxicity: a review. *Environmental Chemistry Letters* 6, 189-213.
- Bai, C.**, Reilly, C. & Wood, B.W. (2006). Ni deficiency disrupts metabolism of ureides, amino acids, and organic acids of young pecan foliage. *Plant Physiology* 140, 433-443.
- 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.** & Walker, P.L. (1990). Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. In: Shaw, A.J. (Ed), *Heavy Metal Tolerance in Plants. Evolutionary Aspects*. CRC Press, Boca Raton FL, USA, p. 155-177.

- Baker, A.J.M.,** McGrath, S.P., Reeves, R.D. & Smith, J.A.C. (2000). Metal hyperaccumulator plants: a review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal polluted-soils. In: Terry, N., Bañuelos, G. (Eds.), *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*. Lewis Publishers, London, p. 85-107.
- Baker, D.E.** & Seneft, J.P. (1995). Copper. In: Alloway, B.J. (Ed), *Heavy metals in soils*. Blackie Academic and Professional, London, p. 179-205.
- Baker, N.R.** & Rosenqvist, E. (2004). Applications of chlorophyll fluorescence can improve crop production strategies: an examination of future possibilities. *Journal of Experimental Botany* **55**, 1607-1621.
- Balakrishnan, K.,** Rajendran, C. & Kulandaivelu, G. (2000). Differential responses of iron, magnesium, and zinc deficiency on pigment composition, nutrient content, and photosynthetic activity in tropical fruit crops. *Photosynthetica* **38**(3), 477-479.
- Balasoju, C.F.,** Zagury, G.J. & Deschênes, L. (2001). Partitioning and speciation of chromium, copper and arsenic in CCA-contaminated soils: influence of soil composition. *The Science of the Total Environment* **280**(1-3), 239-255.
- Balatinecz, J.J.** & Kretschmann, D.E. (2001). Properties and utilization of poplar wood. In: Dickmann, D.I., Isebrands, J.G., Eckenwalder, J.E. & Richardson, J. (Eds.), *Poplar Culture in North America*, NRC Research Press, Ottawa, Ontario, Canada, p. 277-291.
- Bañuelos, G.S.,** Ajwa, H.A., Terry, N. & Zayed, A. (1997). Phytoremediation of selenium laden soils: a new technology. *Journal of Soil and Water Conservation* **52**(6), 426-430.
- Bañuelos, G.S.,** Shannon, M.C., Ajwa, H., Draper, J.H., Jordahl, J. & Licht, J. (1999). Phytoextraction and accumulation of boron and selenium by Poplar (*Populus*) hybrid clones. *International Journal of Phytoremediation* **1**(1), 81-96.
- Barceló, J.** & Poschenrieder, C. (2003). Phytoremediation: principles and perspectives. *Contributions to Science* **2**(3), 333-344.
- Bartlett, R.J.** & James, B. (1979). Behavior of chromium in soils: III. Oxidation. *Journal of Environmental Quality* **8**, 31-35.
- Bartlett, R.J.** (1986). Characterizing soil redox behavior. In: Sparks, D.J. (Ed.), *Soil Physical Chemistry*, CRC Press, Boca Raton, FL, p. 371-399.
- Bartley G.E.** & Scolnik, P.A. (1995). Plant carotenoids: pigments for photoprotection, visual attraction, and human health. *Plant Cell* **7**(7), 1027-1038.

- Bašarević, Z.**, Komljenović, M., Petrašinović-Stojkanović, Lj., Jovanović, N., Rosić, A. & Ršumović, M. (2006). Ispitivanje svojstava elektro-filterskog pepela termoelektrana u cilju njegove upotrebe kao sekundarne sirovine za proizvodnju portland-cementnog klinkera. *Hemijska industrija* **60**(9-10), 245-252.
- Baszynski, T.**, Ruszkowska, M., Król, M., Tukendorf, A. & Wolinska, D. (1978). The effect of copper deficiency on the photosynthetic apparatus of higher plants. *Z Pflanzphysiol* **89**, 207-216.
- Baycu, G.**, Tolunay, D., Özden, H. & Günebakan, S. (2006). Ecophysiological and seasonal variations in Cd, Pb, Zn, and Ni concentrations in the leaves of urban deciduous trees in Istanbul. *Environmental Pollution* **143**, 545-554.
- Beckett, K.P.**, Freer-Smith, P.H. & Taylor, G. (2000). Particulate pollution capture by urban trees: effect of species and windspeed. *Global Change Biology* **6**, 995-1003.
- Becquer, T.**, Quantin, C., Sicot, M. & Boudot, J.P. (2003). Chromium availability in ultramafic soils from new Caledonia. *Science of Total Environment* **301**, 251-261.
- Beech, J.**, Poschenrieder, C., Lluganz, J., Barcelo, P.T., Tumea, P., Tobias, F.J., Barranzuelac, J.L. & Vksquez E.R. (1997). Arsenic and heavy metal contamination of soil and vegetation around a copper mine in Northern Peru. *The Science of the Total Environment* **203**, 83-91.
- Bennett, W.F.** (1993). *Nutrient Deficiencies and Toxicities in Crop Plants*. Bennett, W.F. (Ed). APS Press, St Paul, MN, USA. 202 pp.
- Bergmann, W.** (1992). *Nutritional disorders of plants*. Development, visual and analytical diagnosis. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, 741 pp.
- Berry, J.** & Bjorkman, O. (1980). Photosynthetic response and adaptation to temperature in higher plants. *Annual Review of Plant Physiology* **31**, 491-543.
- Bhanarkar, A.D.**, Gavane, A.G., Tajne, D.S., Tamhane, S.M. & Nema, P. (2008). Composition and size distribution of particules emissions from a coal-fired power plant in India. *Fuel* **87** (10-11), 2095-2101.
- Bhandal, I.** & Malik, C.P. (1988). Potassium estimation, uptake and its role in the physiology and metabolism of flowering plants. *International Review of Cytology* **110**, 205-254.

- Bi, L.Y.**, Li, X.L., Christie, P., Hu, Z.Q. & Wong, M.H. (2003). Growth and nutrient uptake of arbuscular micorrhizal maize in different depth of soil overlying coal fly ash. *Chemosphere* 50, 863-869.
- Bilski, J.**, Mclean, K., McLean, E., Soumaila, F. & Lander, M. (2011). Revegetation of coal ash by selected cereal crops and trace elements accumulation by plant seedlings. *International Journal of Environmental Sciences* 1(5), 1033-1046.
- Bilski, J.J.**, Alva, A.K. & Sajwan, K.S. (1995). Fly ash. In: Rechcigl, J.E. (Ed.), *Soil Amendments and Environmental Quality*. Lewis, Boca Raton, p. 237-363.
- Birbaum, K.**, Brogiolo, R., Schellenberg, M., Martinoia, E., Stark, W.J., Günther, D. & Limbach, L. (2010). No evidence for cerium dioxide nanoparticle translocation in maize plants. *Environmental Science and Technology* 44, 8718-8723.
- Bisht, S.S.**, Mishra, R., Praveen, B., Panda, A.K., Panda, K.K. & Routray, A. (2011). Phytoremediation Studies on Coal Mine Waste and Coal Fly Ash by *Leucaena Leucocephala*. *International Journal of Bioscience, Biochemistry and Bioinformatics* 1(4), 252-255.
- Bjorkman, O.** & Demmig, B. (1987). Photon yield of O₂ evolution and chlorophyll fluorescence characteristics at 77 K among vascular plant of diverse origins. *Planta* 170, 489-504.
- Blaylock, M.J.** & Huang, J.W. (2000). Phytoextraction of metals. In: Raskin, I., Ensley, B.D. (Eds.), *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean up the Environment*. John Wiley and Sons, New York, p. 53-70.
- Blois, M.S.** (1958). Antioxidant determinations by the use of a stable free radical, *Nature* 181, 1199-1200.
- Bloomfield, C.** (1981). The translocation of metals in soils. In: Greenland, D.J. & Hayes, M.H.B. (Eds.), *The Chemistry of Soil Processes*, John Wiley & Sons, New York, 463 pp.
- Blum, A.** & Ebercon, A. (1981). Cell membrane stability as a measure of drought and heat tolerance in wheat. *Crop Sciences* 21, 43-47.
- Boardman, N.K.** (1975). Trace elements in photosynthesis, In: Nicholas, P.J.D. & Egan, A.R. (Eds.), *Trace elements in Soil-Plant-Animal Systems*. Academic Press, p.199-212.

- Boardman, R.** & McGuire, D.O. (1990). The role of zinc in forestry. I. Zinc in forest environments, ecosystems and tree nutrition. *Forest Ecology and Management* **37**, 167-205.
- Bogdanović, M.** & Manojlović, G. (1981). Ožiljavanje reznica ukrasnog šiblja na pepelu TE, I. Direktno ožiljavanje. *Šumarstvo* **5-6**, 41-50.
- Bogdanović, V.** (1990). Zastupljenost mikroorganizama u deponiji pepela. *Zemljište i biljka* **39(2)**, 139-145.
- Bradshaw, A.D.** & Chadwick, M.J. (1980). *The restoration of land: The Ecology and Reclamation of Derelict and Degraded Land*. Blackwell scientific Publication, Oxford, London, 317 pp.
- Brand-Williams, W.**, Cuvelier, M.E. & Berset, C. (1995). Use of free radical method to evaluate antioxidant activity. *Lebensm Wiss Technology* **28**:25-30.
- Braun-Blanquet J.** (1965). *Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde*. 3 Aufl. Springer, Wien, N. Y.
- Bronick, C.J.** & Lal, R. (2005). Soil structure and management: a review. *Geoderma* **124**, 3-22.
- Brown, J.** & Ray, N.J. (1983). The handling and disposal of coal ash in CEGB in relation to the aqueous environment. In: Jenkins, S.H. & Hansen, P.S. (Eds.), *Solid wastes from coal fired power plants: Water pollution problems*, Pergamon Press, Oxford, UK, p. 11-24.
- Brown, P.H.** & Hu, H. (1996). Phloem mobility of boron is species dependent: evidence for phloem mobility in sorbitol-rich species. *Annals of Botany* **77**, 497-505.
- Brown, P.H.** (2006). Ni. In: Barker, A.V. & Pilbeam, D.J. (Eds.). *Handbook of plant nutrition*. CRC Press, Boca Raton, FL, p. 329-350.
- Brown, P.H.**, Welch, R.M. & Cary, E.E. (1987). Ni: A micronutrient essential for higher plants. *Plant Physiology* **85**, 801-803.
- Brown, T.A.** & Shrift, A. (1981). Exclusion of selenium from proteins in selenium-tolerant *Astragalus* species. *Plant Physiology* **67**, 1951-1953.
- Brzaković, P.** (2002) Osnovne karakteristike i sistematizacija pepela iz termoelektrane 'Kostolac'. Savetovanje: Energetski kompleks Kostolac i životna sredina, zbornik radova, Požarevac: Savez društava inženjera i tehničara Opštine Požarevac, str. 139-142

- Burghardt, M.** & Riederer, M. (2006). Cuticular transpiration. In: Riederer, M. & Müller, C. (Eds.), *Biology of the plant cuticle*, Blackwell Publishing, Oxford, p. 291-310.
- Burlo, F.**, Guijarro, I., Barrachina, A.A.C. & Vlaero, D. (1999). Arsenic species: effects on and accumulation by tomato plants. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **47**, 1247-1253.
- Cai, Y.Z.**, Sun, M., Xing, J., Luo, Q. & Corke, H. (2006). Structural-radical scavenging activity relationships of phenolic compounds from traditional Chinese medicinal plants. *Life Science* **78**, 2872-2888.
- Cakmak, I.** & Engels, C. (1999). Role of mineral nutrients in photosynthesis and yield formation. In: Rengel, Z. (Ed.), *Mineral Nutrition of Crops*, Haworth Press, New York, p. 141-168.
- Cakmak, I.** & Romheld, V. (1997). Boron deficiency-induced impairments of cellular fractions in plants. *Plant and Soil* **193**, 71-83.
- Cakmak, I.** (2000). Possible roles of zinc in protecting plant cells from damage by reactive oxygen species. *New Physiologists* **146**, 185-205.
- Candan, N.** & Tarhan, L. (2003). Relationship among chlorophyll-carotenoid content, antioxidant enzyme activities and lipid peroxidation levels by Mg²⁺ deficiency in the *Mentha pulegium* leaves. *Plant Physiology and Biochemistry* **41**, 35-40.
- Candan, N.** & Tarhan, L. (2011). Influence of manganese deficiency on metal ion uptake, antioxidant defense mechanism and lipid peroxidation levels in mentha piperita leaves. *Acta Biologica Cracoviensia Series Botanica* 53(1), 20-25.
- Cao, D.Z.**, Selic, E. & Herbell, J.D. (2008). Utilization of fly ash from coal-fired power plants in China. *Journal of Zhejiang University SCIENCE A* **9**(5), 681-687.
- Carbonell-Barrachina, A.A.**, Burtiõ, F., Burgos-Hernández, A., López, E. & Mataix, J. (1997). The influence of arsenite concentration on arsenic accumulation in tomato and bean plants. *Scientia Horticulturae* **71**, 167-176.
- Carbonell-Barrachina, A.A.**, Burtiõ, F. & Mataix, J. (1995). Arsenic uptake, distribution and accumulation in tomato plants: effect of arsenite on plant growth and yield. *Journal of Plant Nutrition* **18**, 1237-1250.
- Carlson, C.L.** & Adriano D.C. (1993). Environmental impacts of coal combustion residues. *Journal of Environmental Quality* **22**, 227-47.

- Carlson, C.L.** & Adriano, D.C. (1991). Growth and elemental content of two tree species growing on abandoned coal fly ash basins. *Journal of Environmental Quality* **20**, 58-587.
- Carman, J.G.** & Brotherson, J.D. (1982). Comparisons of Sites Infested and Not Infested with Saltcedar (*Tamarix pentandra*) and Russian Olive (*Elaeagnus angustifolia*). *Weed Science* **30**(4), 360-364.
- Cary, E.E.**, Gilbert, M., Bache, C.A., Gutenmann, W.H. & Lisk, D.J. (1983). Elemental composition of potted vegetables and millet grown on hard coal bottom ash-amended soil. *Environmental Contamination and Toxicology* **31**, 418-423.
- Cataldo, D.A.**, Garland, T.R. & Wildung, R.E. (1978). Nickel in plants: I. uptake kinetics using intact soybean seedlings. *Plant Physiology* **62**, 563-565.
- Cervantes, C.**, Campos-Garcia, J., Devars, S., Gutiérrez-Corona, F., Loza-Tavera, H., Torres-Guzmán, J.C. & Moreno-Sánchez, R. (2001). Interactions of chromium with microorganisms and plants. *FEMS Microbiology Reviews* **25**, 335-347.
- Cervilla, L.M.**, Blasco, B., Rios, J.J., Romero, L. & Ruiz, J.M. (2007). Oxidative stress and antioxidants in tomato (*Solanum lycopersicum*) plants subjected to boron toxicity. *Annals of Botany* **100**, 747-756.
- Cervilla, L.M.**, Blasco, B., Rios, J.J., Rosales, M.A., Sánchez-Rodríguez, E. Rubio-Wilhelmi, M.M., Romero, L. & Ruiz, M. (2012). Parameters symptomatic for boron toxicity in leaves of tomato plants. *Journal of Botany* **2012**, 1-17.
- Chalker-Scott, L.** (1999). Environmental significance of anthocyanins in plant stress response. *Photochemistry and Photobiology* **70**, 1-9.
- Chamacho-Cristobal, J.J.**, Anzellotti, D. & González-Fontez, A. (2002). Changes in phenolic metabolism of tobacco plants during short-term boron deficiency. *Plant Physiology and Biochemistry* **40**, 997-1002.
- Chandler, A.J.**, Eighmy, T.T., Hartlén, J., Hjelm, O., Kosson, D.S., Sawell, S.E., van der Sloot, H.A. & Vehlow, J. (1997). Municipal solid waste incinerator residues. *Studies in Environmental Science* **67**, 974 pp.
- Chandronitha, C.**, Ananthi, S., Ramakrishnan, G., Lakshmisundaram, R., Gayathri, V. & Vasanthi, H.R. (2010). Protective role of tannin-rich fraction of *Camellia sinensis* in tissue arsenic burden in Sprague Dawley rats. *Human and Experimental Toxicology* **29**(9) 705-719.

- Chaney, R.L.**, (1983). Plant uptake of inorganic waste. In: Parr, J.E., Marsh, P.B. & Kla, J.M. (Eds.), *Land Treatment of Hazardous Waste*, Noyes Data Corp, Park Ridge Il, p. 50-76.
- Chaney, R.L.**, Malik, M., Li, Y.M., Brown, S.L., Brewer, E.D., Angle, J.S. & Baker, A.J.M. (1997). Phytoremediation of soil metals. *Current Opinion in Biotechnologies* 8, 279-284.
- Chaphekar, S.B.** (2000). Greenbelts for industrial areas. In: Yunus, M., Singh, N., Luit, J., de Kok (Eds.), *Environmental Stress: Indication, Mitigation and Ecoconservation*. Kluwer Academic Publishers, p. 431-443.
- Chaudhary, R.D.**, Ghosh, A., Chikara, J. & Patolia, S.J. (2009). Elemental Content of Three Plant Species Growing on Abandoned Fly Ash Landfill. *The Indian Forester* 135(1), 393-402.
- Chen, C.**, Huang, D. & Liu, J. (2009). Functions and Toxicity of Nickel in Plants: Recent Advances and Future Prospects. *Clean* 37(4-5), 304-313.
- Chen, H.J.**, Chen, J.Y. & Wang, S.J. (2008). Molecular regulation of starch accumulation in rice seedling leaves in response to salt stress. *Acta Physiologiae Plantarum* 30(2), 135-142.
- Chen, L.S.**, Han, S., Qi Y.P. & Yang, L.T. (2012). Boron stresses and tolerance in citrus *African Journal of Biotechnology* 11, 5961-5969.
- Cheng, L.**, Fuchigami, L.H. & Breen, P.J. (2000). Light absorption and partitioning in relation to nitrogen content in 'Fuji' apple leaves. *Journal of the Americal Society of Horticultural Science* 125, 581-587.
- Cheung, K.C.**, Wong, J.P.K., Zhang, Z.Q., Wong, J.W.C. & Wong, M.H. (2000). Revegetation of lagoon ash using the legume species *Acacia auriculiformis* and *Leucaena leucocephala*, *Environmental Pollution*. 109, 75-82.
- Chu, L.M.** (2008). Natural revegetation of coal fly ash in a highly saline disposal lagoon in Hong Kong. *Applied Vegetation Science* 11, 297-306.
- Ćirić, M.** (1962). Pedologija za šumare. Jugoslovenski savetodavni centar za poljoprivredu i šumarstvo, Beograd.
- Clarke, L.B.** & Sloss, L.L. (1992). *Trace element emission from coal combustion and gasification*. IEA Coal Researchn Report 49, 111 pp.

- Clemens, S.** (2006). Evolution and function of phytochelatin synthases. *Journal of Plant Physiology* **163**(3), 319-332.
- Close, D.C.** & McArthur, C. (2002). Rethinking the role of many plant phenolics: protection from photodamage not herbivores? *Oikos* **99**(1), 166-172.
- Cokić, Z.**, Kisić, D., Čanak-Nedić, A. & Stanojević, D. (2000). Biloška zaštita na deponijama pepela i šljake TE „Nikola Tesla“. Elektra I ISO 14000, Arandelovac, 12-16 juni 2000., Zbornik radova, 333-337.
- Cokić, Z.**, Maksimović, S., Smiljanić, Ž. & Kisić, D. (2006). Osobine pepela deponije TE Kostolac i njegova pogodnost za rekultivaciju. In: Tanasijević, Lj. (Ed.), *Implementation of remediation in environmental quality improvement*, Chamber of Commerce, Board of Environmental protection and Sustainable development, p. 113-117.
- Conn, S.**, Zhang, W. & Franco, C. (2003). Anthocyanic vacuolar inclusions (AVIs) selectively bind acylated anthocyanins in *Vitis vinifera* L (grapevine) suspension culture. *Biotechnology Letters* **25**, 835-839.
- Cope, F.** (1962). The development of soil from an industrial waste ash. In: Soil Science and Society. Transition Comments IV, V. International Society of Soil Science, Palmerstown, New Zealand, p. 859-863.
- Cornels, G.**, Johnson, C.A., Gerven, T.V. & Vandecasteele, C. (2008). Leaching mechanisms of oxyanionic metalloids and metal species in alkaline solid wastes: a review. *Applied Geochemistry* **23**, 955-976.
- Cox, J.A.**, Lundquist, G.L., Prtyjazny, A. & Schmulbach, C.D. (1978). Leaching of Boron from Coal Ash. *Environmental Sciences and Technology* **12**, 722-723.
- Creasy, L.L.** (1968). The role of low temperature in anthocyanin synthesis in McIntosh apples. *Proceedings of American Society for Horticultural Science* **93**, 716-724.
- Croteau, R.**, Kutchan, T.M. & Lewis, N.G. (2000). Natural products (secondary metabolites). In: Buchanan, B., Gruissem, W. & Jones, R. (Eds.), *Biochemistry and molecular biology of plants*. Rockville, MD: American Society of Plant Physiologists, p. 1250-1318.
- Čumakov, A.** (1988). Trace Elements in Slovakian Soils and Plant Nutrition, Ph.D. thesis, Institute of Sugar Industry, Bratislava, 350, (Cz).

- Dan, T.V.**, Krishnaraj, S. & Saxena, P.K. (2002). Cadmium and nickel uptake and accumulation in scented Geranium (*Pelargonium sp. 'Frensham'*). *Water Air and Soil Pollution* **137**, 355-364.
- Dangles, O.** (2012). Antioxidant activity of plant phenols: chemical mechanisms and biological significance. *Current Organic Chemistry* **16**, 692-714.
- Dasgupta, J.**, Ananyev, G.M. & Dismukes, G.C. (2008). Photoassembly of the water-oxidizing complex in photosystem II. *Coordination Chemistry Reviews* **252**, 347-360.
- Dat, J.**, Vandenabeele, S., Vranová, E., Van Montagu, M., Inzé, D. & Van Breusegem, F. (2000). Dual action of the active oxygen species during plant stress responses. *Cellular and Molecular Life Sciences* **57**, 779-795.
- de Groot, G.J.**, Wijkstra, J., Hoede, D. & van der Sloot, H.A. (1989). Leaching characteristics of selected elements from coal fly ash as function of the acidity of the contact solution and the liquid/solid ratio. In: Cote, P.L. & Gilliam, T.M. (Eds.), *Environmental aspects of stabilization and solidification of hazardous and radioactive wastes*. American Society of Testing and Materials, USA, p. 170-183.
- De Kovel, C.G.F.**, Van Mierlo, E.M., Wilms, Y.J.O. & Berendse, F. (2000). Carbon and nitrogen in soil and vegetation at sites differing in successional age. *Plant Ecology* **149**, 43-50.
- De Souza, M.P.**, Pilon-Smits, E.A.H., Lytle, C.M., Hwang, S., Tai, J., Honma, T.S.U., Yeh, L. & Terry, N. (1998). Rate-limiting steps in selenium assimilation and volatilization by Indian mustard. *Plant Physiology* **117**, 1487-1494.
- Decker, J.P.** (1961). Salt secretion by *Tamarix pentandra* Pall. *Forest science* **7**(3), 214-217.
- Dellantonio, A.**, Fitz, J.W., Custovac, H., Repmann, F., Schneider, U.B., Grünwald, H., Gruber, V., Zgorelec, Z., Zerem, N., Carter, C., Markovic, M., Puschenreiter, M. & Wenzel, W.W. (2008). Environmental risk of farmed and barren alkaline coal ash landfills in Tuzla, Bosnia and Herzegovina. *Environmental Pollution* **153**, 677-686.
- Del-Toro-Sánchez, C.**, Zurita, F., Gutiérrez-Lomelí, M., Solís-Sánchez, B., Wence-Chávez, L., Rodríguez-Sahagún, A., Castellanos-Hernández, O.A., Vázquez-Armenta, G. & Siller-López, F. (2013). Modulation of antioxidant defense system after long term arsenic exposure in *Zantedeschia aethiopica* and *Anemopsis californica*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **94**, 67-72.

- Demmig-Adams, B. & Adams, W.W. III.** (1992). Photoprotection and other responses of plants to high light stress. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* **43**, 599-626.
- Demmig-Adams, B.** (1990). Carotenoids and photoprotection: a role for the xanthophyll zeaxanthin. *Biochimica et Biophysica Acta* **1020**(1), 1-24.
- Dimitrijević, V.** 2005. Vreme i klima na području Obrenovca, www.ekofond.org.yu/turizam.
- Dixon, H.B.F.** (1997). The biochemical action of arsenic acids especially as phosphate analogues. *Advances in Inorganic Chemistry* **44**, 191-227.
- Dixon, N.E., Gazzola, C., Blakeley, R.L. & Zerner, R.** (1975). Jack bean urease. A metalloenzyme. A simple biological role for Ni. *Journal of the American Chemical Society* **97**, 4131-4133.
- Doak, R.** (2003). Pilot project-coal ash burial in saturated conditions. *Solid Waste News and Notes* **6** (1), 1-3.
- Dobermann, A. & Fairhurst, T.** (2000). *Rice: nutrient disorders and nutrient management*. Potash and Phosphate Institute of Canada and International Rice Research Institute. Oxford Geographic Printers Pte Ltd. Canada, Philiphine, p. 84-89.
- Dobroviczká, T., Piršelová, B., Mészáros, P., Blehová, A., Libantová, J., Moravčíková, J. & Matušíková, I.** (2013). Effects of cadmium and arsenic ions on content of photosynthetic pigments in the leaves of *Glicine max* (L.) Merrill. *Pakistan Journal of Botany* **45**(1), 105-110.
- Đorđević, J. & Panić, M.** 2006. Prirodne karakteristike kao uslov razvoja teritorije opštine Obrenovac, Glasnik Srpskog geografskog društva, sveska LXXXVI, broj 2, Beograd, 63-75.
- Đorđević-Miloradović, J. & Stevanović, V.** (1996). Vegetation succession dynamics on the deposits of coal ash. *Ekologija* **32**(2), 43-51.
- Đorđević-Miloradović, J.** (1998). Populaciona dinamika biljaka u primarnoj sukcesiji vegetacije na deponijama papala termoelektrane Kostolac, Doktorska disertacija, Univerzitet u Beogradu, Biološki fakultet, Beograd, 459 pp.
- Đorđević-Miloradović, J., Miloradović, M. & Savić, M.** (2012). Rekultivacija i ozelenjavanje deponija jalovišta i pepelišta u Kostolcu, Privredno Društvo Rekultivacija i ozelenjavanje zemljišta, RIO Kostolac, 136 pp.

- Dorđević-Miloradović, J.**, Miloradović, M. & Savić, N. (2011). Mikrobiološka aktivnost spoljnog odlagališta PK Drmno-Kostolac, *Rudarstvo* 2011, 556-563.
- Dosskey, M.** & Adriano, D. (1993). Trace element toxicity in va mycorrhizal cucumber grown on weathered coal fly ash. *Soil Biology and Biochemistry* **25**(11), 1547-1552.
- Dragičević, S.** & Karić, I. (2003). Opština Obrenovac u Regionu Beograd – prirodne determinante. Beograd i ljegov region. Geografski fakultet, Univerziteta u Beogradu, Asocijacija prostornih planera Srbije, Beograd, 140-148.
- Dragičević, S.** 2002. Bilans nanosa u slivu Kolubare. Geografski fakultet, Univerziteta u Beogradu, Beograd, 52-53.
- Dražić, D.G.**, Dželetović, S.Ž. & Lazarević, M.M. (1997). 250 hectares of technogenic desert – 5 years later. *Ekologija* **32**(1), 35-42.
- Drazkiewicz, M.** (1994). Chlorophyllase: occurrence, functions, mechanisms of action, effects of external and internal factors. *Phytosynthetica* **30**, 321-331.
- Dreesen, D.R.**, Gladney, E.S. & Owens, J.W. (1977). Comparison of levels of trace elements extracted from fly ash and levels found in effluent waters from a coal-fired power plant. *Environmental Science & Technology* **11**, 1017-1019.
- Droppa, M.**, Masojidek, J., Rózsa, Z., Wolak, A., Horváth, L.I., Farkas, T. & Horváth, G. (1987). Characteristics of Cu deficiency-induced inhibition of photosynthetic electron transport in spinach chloroplasts. *Biochimica et Biophysica Acta* **891**,75-84.
- Du, Z.** & Bramlage, W.J. (1992). Modified thiobarbituric acid assay for measuring lipid oxidation in sugar-rich plant tissue extracts. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **40**, 1566-1570.
- Dube, B.K.**, Tewari, K., Chatterjee, J. & Chatterjee, C. (2003). Excess chromium alters uptake and translocation of certain nutrients in *Citrullus*. *Chemosphere* **53**, 1147-1153.
- Dubikova, M.**, Jankowski, J., Ward, C.R. & French, D. (2006). Modeling element mobility in water-fly ash interactions. Co-operative Research Centre for Coal in Sustainable Development. Research Report, 61, 61pp. <http://pandora.nla.gov.au/pan/64389/20080828-1328/www.ccsd.biz/publications/635.html>.
- Dudas, M.J.** (1981). Long-term leachability of selected elements from fly ash. *Environmental Science & Technology* **15**, 840-843.
- Duggan, J.C.** & Scanlon, D.H. (1974). Evaluation of municipal refuse compost for ash pond stabilization. *Compost Science and Utilization* **15**(1), 26-30.

- Durđević, L.,** Mitrović, M. & Pavlović, P. (2007a). Total phenolics and phenolic acids in plants and soils. In: Roshchina, V.V. & Narwal, S.S. (Eds.), *Plant Cell Diagnostics: Images, Biophysical and Biochemical Processes in Allelopathy*. Section III: ‘‘Methods of Analytical Biochemistry and Biophysics’’(Chapter 13). *Science Publishers, Enfield, USA*, p. 155-168.
- Durđević, L.,** Mitrović, M. & Pavlović, P. (2007b). Methodology of allelopathy research: 2. Forest ecosystems. *Allelopathy Journal* **20**(1), 79-102.
- Durđević, L.,** Mitrović, M., Pavlović, P., Gajić, G. & Kostić O. (2006). Phenolic acids as bioindicators of fly ash deposit revegetation. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **50**, 488-495.
- Dželetović, Ž.** & Bogdanović, M. (2002). Primena pepela u poljoprivredi. U: Elektra II – ISO14000 (zbornik radova Druge međunarodne konferencije o upravljanju zaštitom životne sredine u elektroprivredi, 10-14. jun 2002., Tara), Forum kvaliteta, Beograd, 375-379.
- Dželetović, Ž.** & Filipović R. (1995). Grain characteristics of crops grown on power plant ash and bottom slag deposit. *Resources, Conservation and Recycling* **13**, 105-113.
- Elektro Industrija Srbije (EPS),** Tehnički Izveštaj 2010 http://www.eps.rs/Eng/Tehnicky%20Izvestaji//TEH_Godisnjak2010_en_web.pdf
- Eller, B.M.** (1977). Road dust induced increase of leaf temperature. *Environmental Pollution* **137**, 99-107.
- Ellis, D.R.** & Salt, D.E. (2003). Plants, selenium and human health. *Current Opinion in Plant Biology* **6**, 273-279.
- El-Mogazi, D.,** Lisk, D.J. & Weinstein, L.H. (1988), A review of physical, chemical, and biological properties of fly ash and effects on agricultural ecosystems. *The Science of the Total Environment* **74**, 1-37.
- El-Motaium, R.,** Hu, H. & Brown, P.H. (1994). The relative tolerance of six *Prunus* rootstocks to boron and salinity. *Journal of the American Society for Horticultural Science* **119**, 1169-1175.
- Elsewi, A.A.** & Page, A.L. (1984). Molybdenum enrichment of plants grown on fly ash treated soils. *Journal of Environmental Quality* **13**, 394-398.
- Elsewi, A.A.,** Grimm, S.R., Page, A.L. & Straugham, I.R. (1981). Boron enrichments of plants and soils treated with coal ash. *Journal of Plant Nutrition* **3**, 409-427.

- Enamy, I.**, Kitamura, M., Tato, T., Isokawa, Y., Ohta, H. & Katoh, S. (1994). Is the primary cause of thermal inactivation of oxygen evolution in spinach PS II membranes release of the extrinsic 33 kDa protein or of Mn? *Biochimica et Biophysica Acta: Bioenergetics* **186**, 52-58.
- Eraslan, F.**, Inal, A., Gunes, A. & Alpaslan, M. (2007 a). Impact of exogenous salicylic acid on the growth, antioxidant activity and physiology of carrot plants subjected to combined salinity and boron toxicity. *Scientia Horticulturae* **113**(2),120-128.
- Eraslan, F.**, Inal, A., Pilbeam, D.J. & Gunes, A. (2008). Interactive effects of salicylic acid and silicon on oxidative damage and antioxidant activity in spinach (*Spinacia oleracea* L. CV. Matador) grown under boron toxicity and salinity. *Plant Growth Regulation* **55**(3), 207-219.
- Eraslan, F.**, Inal, A., Savasturk, O. & Gunes, A. (2007 b). Changes in antioxidative system and membrane damage of lettuce in response to salinity and boron toxicity. *Scientia Horticulturae* **114**(1), 5-10.
- Ernst, W.H.O.** (2006). Evolution of metal tolerance in higher plants. *Forest Snow and Landscape Research* **80**, 251-274.
- Esim, N.**, Tiryaki, D., Karadagoglu, O. & Atici, O. (2012). Toxic effects of boron on growth and antioxidant system parameters of maize (*Zea mays* L.) roots. *Toxicology and Industrial Health* **29**(9), 800-805.
- Eskew, D.L.**, Welch, R.M. & Cary, E.E. (1983). Ni an essential micronutrient for legumes and possibly all higher plants. *Science* **222**, 621-623.
- Eskew, D.L.**, Welch, R.M. & Norvell, W.A. (1984). Ni in higher plants: further evidence for an essential role. *Plant Physiology* **76**, 691-693.
- Evans, H.J.** (1989). Photosynthesis and nitrogen relationship in leaves of C3 plants. *Oecologia* **20**, 9-19.
- Ewa, I.O.B.**, Adetunji, J. & Elgeba, S.B. (1996). Determination of trace elements in Nigerian coal ash by instrumental neutron activation analysis. *Journal of Environmental Science and Health. Part A: Environmental Science and Engineering and Toxicology* **31**(5), 1089-1100.
- Ewais, E.A.** (1997). Effects of cadmium, nickel and lead on growth, chlorophyll content and proteins of weeds. *Biologia Plantarum* **39**, 403-410.

- Farmer, A.M.** (1993). The effects of dust on vegetation – a review. *Environmental pollution* **79**, 63-75.
- Feldman, A.W.** & Hanks, R.W. (1968). Phenolic content in the roots and leaves of tolerant and susceptible cultivars attacked by *Rodopholus similis*. *Phytochemistry* **7**, 5-12.
- Fettweis, U.**, Bens, O. & Huüttl, F.R. (2005). Accumulation and properties of soil organic carbon at reclaimed sites in the Lusatian lignite mining district afforested with *Pinus* sp. *Geoderma* **129**, 81-91.
- Filcheva, E.**, Noustorova, M. Gentcheva-Konstadiniva, V.S. & Haigh, J.M. (2000). Organic accumulation and microbial action in surface coal-mine spoils, Pernik, Bulgaria. *Ecological Engineering* **15**, 1-15.
- Filipović, R.**, Simić, S., Stojanović, D., Dražić, G., Dželetović, Ž. & Lazarević, M. (1993). Termoelektrane kao potencijalni zagađivaci ekosistema, s posebnim osvrtom na deponije pepela. Zbornik radova sa savetovanja: "Energetika Beograda, stanje i perspektive", Beograd, Savez društava inženjera i tehničara Beograda, p. 371-379.
- Filipović-Trajković, R.**, Ilić, S.Z., Sunić, Lj. & Anđelković, S. (2012) The potential of different plant species for heavy metals accumulation and distribution. *Journal of Food Agriculture and Environment* **10**(1), 959-964.
- Finnegan, P.M.** & Chen, W. (2012). Arsenic toxicity: the effects on plant metabolism. *Frontiers in Physiology* **3**, article 182, 1-18.
- Fisher, G.L.**, Prentice, B.A., Silberman, D., Ondov, J.M., Bierman, A.H., Ragaini, R. C. & McFarland, A.R. (1978). Physical and morphological studies of size-classified coal fly ash. *Environmental Science and Technology* **12**, 447-451.
- Fluckiger, W.**, Oertli, J.J. & Fluckiger-Keller, H. (1979). Relationship between stomatal diffusive resistance and various applied particle sizes on leaf surfaces. *Zeitschrift für Pflanzenphysiologie* **91**, 173-175.
- Fowler, D.**, Cape, J.N. & Unsworth, M.H. (1989). Deposition of atmospheric pollutants on forests. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* **324**, 247-265.
- Foy, C.D.**, Scott, B.J. & Fisher, J.A. (1988). Genetic differences in plant tolerance to manganese toxicity. In: Graham, R.D., Hannam, R.J. & Uren, N.C. (Eds.), *Manganese in Soils and Plants*, Kluwer Academic Publ., Dordrecht, 293 pp.

- Foyer, C.H.** (1993). Ascorbic acid. In: Alscher, R.G. & Hess, J.L. (Eds.), *Antioxidants in Higher Plants*. CRC Press, Boca Raton, p. 31-58.
- Foyer, C.H.**, Lelandais, M. & Kunert, K.J. (1994). Photooxidative stress in plants. *Physiologia Plantarum* **92**, 696-717.
- Friend, A.L.**, Eide, M.R. & Hinckley, T.M. (1990). Nitrogen stress alters root proliferation in Douglas-fir seedlings. *Canadian Journal of Forest Research* **20**(9), 1524-1529.
- Frouz, J.**, Prach, K., Pižl, V., Háněl, L., Starý, J., Tajovský, K., Materna, J., Balík, V., Kalčík, J. & Řehouňková, K. (2008), Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. *Eurasian Journal of Soil Biology* **44**, 109-121.
- Fu, X.L.**, Shao, M.A., Wei, X.R. & Horton, R. (2010). Soil organic carbon and total nitrogen as affected by vegetation types in Northern Loess Plateau of China. *Geoderma*. **155**, 31-35.
- Fulekar, M.H.** & Dave, J.M. (1986). Disposal of fly ash – An environmental problem. *International Journal of Environmental Studies* **26**, 191-215.
- Furlani, A.M.C.**, Clark, R.B., Sullivan, C.Y. & Maranville, J.W. (1986). Sorghum genotype differences to leaf 'red-speckling' induced by phosphorus. *Journal of Plant Nutrition* **9**, 1435-1451.
- Gadallah, M.A.A.** (1994). Interactive effect of heavy metals and temperature on the growth and chlorophyll, saccharides and soluble nitrogen contents in *Phaseolous vulgaris*. *Biologia Plantarum* **36**, 373-382.
- Gajewska, E.** & Sklodowska, M. (2007). Effect of nickel on ROS content and antioxidative enzyme activities in wheat leaves. *Biology of Metals* **20**, 27-36.
- Gajewska, E.**, Sklodowska, M., Slaba, M. & Mazur, J. (2006). Effect of nickel on antioxidative enzyme activities, proline and chlorophyll contents in wheat shoots. *Biologia Plantarum* **50**, 653-659.
- Gajić, G.**, Mitrović, M., Pavlović, P., Stevanović, B., Đurđević, L. & Kostić, O. (2009). An assessment of the tolerance of *Ligustrum ovalifolium* Hassk. to trafic-generated Pb using physiological and biochemical markers. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **72** (4), 1090-1101.
- Gajić, G.**, Pavlović, P., Kostić, O., Jarić, S., Đurđević, L., Pavlović, D. & Mitrović, M. (2013). Ecophysiological and biochemical traits of three herbaceous plants growing on

- the disposed coal combustion fly ash of different weathering stage. *Archives of Archives of Biological Sciences* **65**(4), 1651-1667.
- Gartrell, J.W.** (1981). Distribution and correction of copper deficiency in crops and pastures. In: Loneragan, J.F., Robson, A.D. & Graham, R.D. (Eds.), *Copper in Soils and Plants*, Academic Press, New York, 313 pp.
- Gautam, S., Singh, A., Singh, J. & Shikha.** (2012). Effect of flyash amended soil on growth and yield of indian mustard (*Brassica juncea*). *Advances in Bioresarch* **3**(4), 39-45.
- Geetha, T., Malhotra, V., Chopra, K. & Kaur, I.** (2005). Antimutagenic and antioxidant/proxidant activity of quercetin. *Indian Journal of Experimental Biology* **43**(1), 61-67.
- Geoffroy, L., Gilbin, R., Simon, O., Floriani, M. & Adam, C.** (2007). Effect of selenate on growth and photosynthesis of *Chlamydomonas reinhardtii*. *Aquatic Toxicology* **83**, 149-158.
- Georgakopoulus, A., Filippidis, A., Kassoli-Fournaraki, A., Iordanidis, A., Fernandez-Turiel, J.L., Llorens, J.F. & Gimeno, D.** (2002). Environmentally Important Elements in Fly Ashes and Their Leachates of the Power Stations of Greece. *Energy Sources* **24**(1), 83-91.
- Georgieva, K., Tsonev, T., Velikova, V. & Yordanov, I.** (2000). Photosynthetic activity during high temperature treatment of pea plants. *Journal of Plant Phisiology* **157**, 169-176.
- Geré, R., Carleton, L.E. & Lumpkin, G.R.** (2003). Micro and nanochemistry of fly ash from a coal-fired power plant. *American Mineralogist* **88**, 1853-1865.
- Ghosh, P.K., Ramesh, P., Bandyopadhyay, K.K., Tripathi, A.K., Hati, K.M., Misra, A.K. & Acharya, C.L.** (2004). Comparative effectiveness of cattle manure, poultry manure, phosphocompost and fertilizer-NPK on three cropping systems in vertisols of semi-arid tropics. II. Dry matter yield, nodulation, chlorophyll content and enzyme activity. *Bioresource Technology* **95**(1), 85-93.
- Gilbert, O. & Andersen, P.** (2004). *Habitat creation and repair*. Oxford University Press. Oxford, United Kingdom, 246 pp.

- Gill, S.S.** & Tuteja, N. (2010). Reactive oxygen species and antioxidant machinery in abiotic stress tolerance in crop plants. *Plant Physiology and Biochemistry* **48**(12), 909-930.
- Glavni projekat** rekultivacije deponije pepela i šljake TENT-a A i TENT-a B. Beograd: Institut za zemljište (2004).
- Goldberg, S.** (1997). Reactions of boron with soils. *Plant and Soil* **93**(1-2), 35-48.
- Golovatyj, S.E.**, Bogatyreva, E.N. & Golovaty, S.E. (1999). Effect of levels of chromium content in a soil on its distribution in organs of corn plants. *Soil Research and Fertility* **25**, 197-204.
- Gond, D.P.**, Singh, S., Pal, A. & Tewary, B.K. (2013). Growth, yield and metal residues in *Solanum melongena* grown in tly ash amended soils. *Journal of Environmental Biology* **34**, 539-544.
- Gonsoulin, J.G.** (1975). A study of plant succession on three TVA fly ash pits in Middle Tennessee. *Castanea* **40**(1), 44-56.
- Goodarzi, F.** (2006). Morphology and chemistry of fine particles emitted from a Canadian coal-fired power plant. *Fuel* **85**(3), 273-280.
- Goodarzi, F.**, Huggins, F.E. & Sanei, H. (2008). Assessment of elements, speciation of As, Cr, Ni and emitted Hg for a Canadian power plant burning bituminous coal. *International Journal of Coal Geology* **74**, 1-12.
- Gould, K.S.**, Markham, K.R., Smith, R.H. & Goris, J.J. (2000). Functional role of anthocyanins in the leaves of *Quintinia serrata* A. Cunn. *Journal of Experimental Botany* **51**, 1107-1115.
- Grace, S.C.** & Logan, B.A. (2000). Energy dissipation and radical scavenging by the plant phenylpropanoid pathway. *Philosophical Transactions of the Royal Society London* **355**, 1499-1510.
- Grace, S.C.** (2005). Phenolics as antioxidants. In: Smirnoff, N. (Ed.), *Antioxidants and reactive oxygen species in plants*. Blackwell Publishing, UK, p. 141-168.
- Graham, R.D.**, Welch, R.M., Grunes, D.L., Carey, E.E. & Norvell, W.A. (1987). Effect of zinc deficiency on the accumulation of boron and other mineral nutrients in barley. *Soil Science Society of America. Journal* **51**, 652-657.
- Grantz, D.A.**, Garner, J.H.B. & Johnson, D.W. (2003). Ecological effects of particulate matter. *Environment International* **29**, 213-239.

- Gratão, P.L.**, Polle, A., Lea, P.J. & Azevedo, R.A. (2005). Making the life of heavy metal stressed plants a little easier. *Functional Plant Biology* **32**, 481-494.
- Grisafe, D.A.**, Angino, E.E. & Smith, S.M. (1988). Leaching characteristics of a high-calcium fly ash as a function of pH: Potential source of selenium toxicity. *Applied geochemistry* **3**, 601-608.
- Grupe, M.** & Kuntze, H. (1988). Zur Ermittlung der Schwermetallverfügbarkeit lithogen und anthropogen belasteter Standorte. 1. Cd and Cu. *Z. Pflanzenernähr Bodenkde* **151**, 319-324.
- Guidi, L.**, Degl'Innocenti, E., Carmassi, G., Massa D. & Pardossi, A. (2011). Effects of boron on leaf chlorophyll fluorescence of greenhouse tomato grown with saline water. *Environmental and Experimental Botany* **73**, 57-63.
- Guimaraes, F.P.**, Aguiar, R., Oliveira, J.A., Silva, J.A.A. & Karam, D. (2012). Potential of macrophyte for removing arsenic from aqueous solution. *Planta Daninha* **30**(4), 683-696.
- Gülçin, I.**, Berashvili, D. & Gepdiremen, A. (2005). Antiradical and antioxidant activity of total anthocyanins from *Perilla pankinensis* decne. *Journal of Ethnopharmacology* **101**, 287-293.
- Gunes, A.**, Soylemezoglu, G., Inal, A., Bagci, E.G., Coban, S. & Sahin, O. (2006). Antioxidant and stomatal responses of grapevine (*Vitis vinifera* L.) to boron toxicity. *Scientia Horticulturae* **110**, 279-284.
- Guo, Q.** & James Jr., O.E., 1996. Heavy metal output from a cement kiln co-fired with hazardous waste fuels. *Journal of Hazardous Materials* **51**, 47-65.
- Gupta, A.K.** & Sinha, S. (2008). Decontamination and/or revegetation of fly ash dykes through naturally growing plants. *Journal of Hazardous Materials* **153**, 1078-1087.
- Gupta, A.K.**, Dwivedi, S., Sinha, S., Tripathi, R.D., Rai, U.N. & Singh, S.N. (2007). Metal accumulation and growth performance of *Phaseolus vulgaris* grown in fly ash amended soil. *Bioresource Technology* **98**, 3404-3407.
- Gupta, A.K.**, Rai, U.N., Tripathi, R.M. & Inouhe, M. (2002). Impacts of fly ash on soil and plant responses. *Journal of Plant Research* **115**, 401-409.
- Gupta, U.C.** (1997 a). Soil and plant factors affecting molybdenum uptake by plants. In: Gupta, U.C. (Ed.). *Molibdenium in Agriculture*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, p. 71-91.

- Gupta, U.C.** (1997 b). Symptoms of molybdenum deficiency and toxicity in crops. In: Gupta, U.C. (Ed.). *Molibdenium in Agriculture*, Cambridge University Press, Cambridge, UK, p. 160-170.
- Gusman, G.G.,** Oliveira, J.A., Farnese, F.S. & Cambraia, J. (2013). Arsenate and arsenite: the toxic effects on photosynthesis and growth of lettuce plants. *Acta Physiologiae Plantarum* **35**(4), 1201-1209.
- Hacisalihoglu, G.,** Hart, J.J., Wang, Y., Cakmak, I. & Kochian, L.V. (2003). Zinc efficiency is correlated with enhanced expression and activity of Cu/Zn superoxide dismutase and carbonic anhydrase in wheat. *Plant Physiology* **131**, 595-602.
- Hafeez, B.,** Khanif, Y.M. & Saleem, M. (2013). Role of Zinc in Plant Nutrition- A Review. *American Journal of Experimental Agriculture* **3**(2), 374-391.
- Hajiboland, R. &** Amirazad, H. (2010). Drought tolerance in Zn-deficient red cabbage (*Brassica oleraceae* L. var. *capitata* f. *rubra*) plants. *Horticultural Science* **37**, 88-98.
- Hall, I.G.** (1957). The ecology of disused pit heaps in England. *Journal of Ecology* **45**, 689-720.
- Halligan, A.S. &** Pagenkopf, G.K. (1980). Factors influencing the release of boron from coal ash materials. *Environmental Science & Technology* **14**(8), 995-998.
- Han, S.,** Chen, L.S., Jiang, H.X., Smith, B.R., Yang, L.T. & Xie, C.Y. (2008). Boron deficiency decreases growth and photosynthesis and increases starch and hexoses in leaves of citrus seedlings. *Journal of Plant Physiology* **165**, 1331-1341.
- Han, S.,** Tang, N., Jiang, H.X., Yang, L.T., Li, Y. & Chen, L.S. (2009). CO₂ assimilation, photosystem II photochemistry, carbohydrate metabolism and antioxidant system of citrus leaves in response to boron stress. *Plant Science* **176**, 143-153.
- Harper, J.L.** (1967). A Darwinian approach to plant ecology. *Journal of Ecology* **55**(2), 247-270.
- Hartikainen, H.,** Xue, T. & Piironen, V. (2000). Selenium as an antioxidant and prooxidant in ryegrass. *Plant and Soil* **225**, 193-200.
- Hartley-Whitaker, J.,** Ainsworth, G. & Meharg, A.A. (2001). Copper- and arsenate-induced oxidative stress in *Holcus lanatus* L. clones with differential sensitivity. *Plant, Cell & Environment* **24**(7), 713-722.

- Hasanuzzaman, M.,** Hossain, M.A. & Fujita, M. (2010). Selenium in Higher Plants: Physiological Role, Antioxidant Metabolism and Abiotic Stress Tolerance. *Journal of Plant Science* **5**(4), 354-375.
- Hasegawa, P.M.,** Bressan, R.A., Zhu, J.K. & Bohner, H.J. (2000). Plant cellular and molecular responses to high salinity. *Annual Review of Plant Physiology* **51**, 463-499.
- Hatano, T.,** Kagawa, H., Yasuhara, T. & Okuda, T. (1988). Two new flavonoids and other constituents in licorice root, their relative astringency and radical scavenging effects. *Chemical and Pharmaceutical Bulletin* **36**, 2090-2097.
- Havaux, M.,** Greppin, H. & Strasser, R. (1991). Functioning of photosystem I and II in pea leaves exposed to heat stress in the presence or absence of light. Analysis using *in vivo* fluorescence, absorbance, oxygen and photoacoustic measurements. *Planta* **186**, 88-98.
- Haynes, R.J.** (2009). Reclamation and revegetation of fly ash disposal sites—challenges and research needs. *Journal of Environmental Management* **90**, 43-53.
- Hazarika, P.,** Talukdar, N.C. & Singh, Y.P. (2006). Natural colonization of plant species on coal mine spoils at Tikak Colliery, Assam. *Tropical Ecology* **47**(1), 37-46.
- He, X.Z. &** Dixon, R.A. (2000). Genetic manipulation of isoflavone 7-O-methyltransferase enhances biosynthesis of 4'-O-methylated isoflavonoid phytoalexins and disease resistance in alfalfa. *Plant Cell* **12**, 1689-1702.
- Hearing, K.C. &** Daniels L.W. (1991). Fly ash: characteristics and use in mined land reclamation: a literature review. *Virginia Coal Energy Research Journal* **3**, 33-46.
- Heath, R.L. &** Packer, L. (1968). Photoperoxidation in isolated chloroplasts. I. Kinetics and stoichiometry of fatty acid peroxidation. *Archives of Biochemistry and Biophysics* **125**, 180-198.
- Heidrich, C.,** Feuerborn, H.J. & Weir, A. (2013). Coal combustion products - A global perspective. *VGB Power Tech* **12**, 46-52.
- Helingerová, M.,** Frouz, J. & Šantrůčková, H. (2010). Microbial activity in reclaimed and unreclaimed post-mining sites near Sokolov (Czech Republic). *Ecological Engineering* **36**, 768-776.
- Henriques, F.S.** (2004). Reduction in chloroplast number accounts for the decrease in the photosynthetic capacity of Mn-deficient pecan leaves. *Plant Science* **166**, 1051-1055.

- Hernandez, I.,** Alegre, L., Van Breusegem, F. & Munne-Bosch, S. (2009). How relevant are flavonoids as antioxidants in plants? *Trends in Plant Science* **14**, 125-132.
- Heuwinkel, H.,** Kirkby, E.A., Le Bot, J. & Marschner, H. (1992). Phosphorus deficiency enhances molybdenum uptake by tomato plants. *Journal of Plant Nutrition* **15**, 549-568.
- Hewitt, E.J.** (1953). Metal interrelationships in plant nutrition. 1. Effects of some metal toxicities on sugar beet, tomato, oat, potato and marrowstem kale grown in sand culture. *Journal of Experimental Botany* **4**, 59-64.
- Hewitt, E.J.** (1988). Relation of manganese and other metal toxicities to the iron status of plants. *Nature* **161**, 489-490.
- Hjelmar, O.** (1990). Leachate from land disposal of coal fly ash. *Waste Management & Research* **8**, 429-449.
- Hodges, D.M.,** DeLong, J.M., Forney, C.F. & Prange, R.K. (1999). Improving the thiobarbituric acid-reactive-substances assay for estimating lipid peroxidation in plant tissues containing anthocyanin and other interfering compounds. *Planta* **207**, 604-611.
- Hodgs, M.** (2003). Oxidative stress and post harvest produce. In: Hodgs, M. (Ed.), *Post Harvest Oxidative Stress in Horticultural Crops*. Food Products Press, New York, p. 1-12.
- Hodgson, D.R. & Buckley, G.P.** (1975). A practical approach towards the establishment of trees and shrubs on pulverized fuel ash. In: Chadwick, M.J. & Goodman, G.T. (Eds.), *The ecology of resource degradation and renewal*, Blackwell, Oxford, p. 305-329.
- Hodgson, D.R. & Townsend, W.N.** (1973). The amelioration and revegetation of pulverized fuel ash. In: Hutnik RJ, Davis G. (Eds.), *Ecology and reclamation of devastated land*, vol. 2. London: Gordon and Breach, p. 247-270.
- Hope, A.S.,** Fleming, J.B., Stow, D.A. & Aguado, E. (1991). Tussock tundra albedos on the north slope of Alaska: Effects of illumination, vegetation composition, and dust deposition. *Journal of Applied Meteorology* **30**, 1200-1206.
- Hsiao, C.M.,** Wang, H.P., Y.L. Wei, L.Y., Chang, J.E. & Jou, J.C. (2002). Speciation of copper in the incineration fly ash of a municipal solid waste. *Journal of Hazardous Materials* **B91**, 301-307.
- Hsu, J.H. & Lo, S.L.** (2000). Characterisation and extractability of copper, manganese, and zinc in swine manure composts. *Journal of Environmental Quality* **29**(2), 447-453.

- Hu, H.** & Brown, P.H. (1997). Absorption of boron by plant roots. *Plant and Soil* **193**(1), 49-58.
- Hu, H.** & Sparks, D. (1991). Zinc-deficiency inhibits chlorophyll synthesis and gasexchange in stuart pecan. *Hortscience* **26**, 267-268.
- Huang, Y.**, Jin, B., Zhong, Z., Xiao, R., Thang, Z. & Ren, H. (2004). Trace elements (Mn, Cr, Pb, Se, Zn, Cd and Hg) in emissions from a pulverized coal boiler. *Fuel Processing Technology* **86**, 23-32.
- Huffman, E.W. Jr.** & Allaway, W.H. (1973). Chromium in plants: distribution in tissues, organelles and extracts and availability of bean leaf Cr to animals. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **21**, 982-986.
- Huggins, F.E.** & Huffman, G.P. (2004). How do lithophile elements occur in organic association in bituminous coals? *International Journal of Coal Geology* **58**, 193-204.
- Huggins, F.E.**, Najih, M. & Huffman, G.P. (1999). Direct speciation of chromium in coal combustion by-products by X-ray absorption fine-structure spectroscopy. *Fuel* **78**, 233-242.
- Hughes, N.M.**, Neufeld, H.S. & Burkey, K.O. (2005). Functional role of anthocyanins in high-light winter leaves of the evergreen herb *Galax urceolata*. *New Phytologist* **168**, 575-583.
- Hussey, A.M.**, Kimball, B.A. & Friedman, J.M. (2011). Assessment of tannin variation in tamarisk foliage across a latitudinal gradient. *The Open Environmental & Biological Monitoring Journal* **4**, 32-35.
- Hustad, S.**, Hebborn, C.A., Schmidt, S.B., Laursen, K.H., Pedas, P., Haldrup, A. & Jansen, P.E. (2009). Photosystem II stability contributes to differential manganese deficiency in barley genotypes. *Plant Physiology*, **150**, 825-833.
- Inbaraj, M.P.** & Muthuchelian, K. (2011). Effect of boron and high irradiance stresses on chlorophyll, protein and starch content in leaves of cowpea (*Vigna unguiculata* L. Walp. P152). *Journal of Biosciences Research* **2**(2), 55-61.
- Isajev, V.**, Ivetić, V., Rakonjac, Lj. & Lučić, A. (2010). Značaj proizvodnje sadnog materijala u procesima revitalizacije erozijom ugroženih područja. *Šumarstvo* **3-4**, 83-99.
- Isermann, M.** (2005). Soil pH and species diversity in coastal dunes. *Plant Ecology* **178**, 111-120.

- Ismail, A.M.** (2003). Responses of maize and sorghum to excess boron and salinity. *Biologia Plantarum* **47**(2), 313-316.
- Iturbe, R.**, Cruickshank, C., Vega, E. & Silva, A.E. (1996). Solubility and Transport of Arsenic in Coal Ash, Proceedings of the 3rd International Conference on Tailings and Mine Waste, ISBN 9-05410-594-1, Fort Collins, Colorado, January 1996, Balkema Publishers, Rotterdam, p. 305-317.
- Iwashita, A.**, Sakaguchi, Y., Nakajima, T., Takanashi, H., Ohki, A. & Kambra, S. (2005). Leaching characteristics of boron and selenium for various coal fly ashes. *Fuel* **84**, 479-485.
- Iyer, R.** (2002). The surface chemistry of leaching coal fly ash. *Journal of Hazardous Materials* **93**, 321-329.
- Izquierdo, M.** & Querol, X. (2012). Leaching behavior of elements from coal combustion fly ash: An overview. *International Journal of Coal Geology* **94**, 54-66.
- Izquierdo, M.**, Koukouzas, N., Toulidou, S., Panopoulos, K.D., Querol, X. & Itskos, G. (2011). Geochemical controls on leaching of lignite-fired combustion by-products from Greece. *Applied Geochemistry* **26**, 1599-1606.
- Jahns, P.** & Holzwarth, A.R. (2012). The role of the xanthophylls cycle and of lutein in photoprotection of photosystem II. *Biochimica et Biophysica Acta* **1817**, 182-193.
- Jain, M.** & Gadre, R.P. (1997). Effect of As on chlorophyll and protein contents and enzymic activities in greening maize tissues. *Water Air and Soil Pollution* **93**, 109-115.
- Jain, M.**, Mathur, G., Koul, S. & Sarin, N.B. (2001). Ameliorative effects of proline on salt stress-induced lipid peroxidation in cell lines of groundnut (*Arachis hypogea* L.). *Plant Cell Reports* **20**, 463-468.
- Jala, S.** & Goyal, D. (2006). Fly ash as a soil ameliorant for improving crop production – a review. *Bioresource Technology* **97**, 1136-1147.
- Jambhulkar, H.P.** & Juwarkar, A.A. (2009). Assessment of bioaccumulation of heavy metals by different plant species grown on fly ash dump. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **72**, 1122-1128.
- James, W.D.**, Graham, C.C., Glascock, M.D. & Hanna, A.S.G. (1982). Water-leachable boron from coal ashes. *Environmental Science and Technology* **16**, 195-197.

- Jamil, S.,** Abhilash, P.C., Singh, A., Singh, N. & Behl, H.M. (2009). Fly ash trapping and metal accumulating capacity of plants: Implication for green belt around thermal power plants. *Landscape and Urban Planning* **92**, 136-147.
- Jankowski, J.,** Ward, C.R. & French, D. (2004). Preliminary assessment of trace element mobilization from Australian fly ashes. Co-operative Research Centre for Coal in Sustainable Development. Research Report, 45<http://Pandora.nla.gov.au/pan/64389/20080828-1328/www.ccsd.biz/publications/425.html>.44pp.
- Javorka, S. &** Csapody, V. (1975). *Ikonographie Der Flora Des Südöstlichen Mitteleuropa*. Akademiai Kiadó, Budapest.
- Jeffree, C.H.** (2006). The fine structure of the plant cuticle. In: Riederer, M. & Müller, C. (Eds.), *Biology of the Plant Cuticle*. Annual Plant Reviews, 23. Blackwell Publishing, Oxford, UK, p. 11-125.
- Jiang, Y. &** Huang, B. (2001). Drought and heat stress injury to cool season turfgrasses in relation to antioxidant metabolism and lipid peroxidation. *Crop Science* **41**, 436-442.
- Jones, D.R.** (1995). The leaching of major and trace elements from coal ash. In Swaine, D.J. Goodarzi, F. (Eds.), *Environmental Aspects of Trace Elements in Coal*. Springer. p. 221-262.
- Jones, L.H. &** Lewis, A.V. (1960). Weathering of fly-ash. *Nature* **185**, 404-405.
- Joshi, P.C. &** Swami, A. (2009). Air pollution induced changes in the photosynthetic pigments of selected plant species. *Journal of Environmental Biology* **30**, 295-298.
- Josifović, M.** (1970-1980). *The Flora of the Socialist Republic of Serbia I-X*, Serbian Academy of Science and Arts, Belgrade. (in Serbian).
- Jovanović, B.** (2007). *Dendrologija*. Šumarski fakultet Univerziteta u Beogradu, 536 pp.
- Jovanović, S.** (1994). *Ekološka studija ruderalne flore i vegetacije Beograda*. Doktorska disertacija, Biološki fakultet, Univerziteta u Beogradu, Beograd, 222 pp.
- Kabata-Pendias, A. &** Pendias, H. (2001). *Trace elements in soils and plants*, CRC Press LLC, Boca Raton, London, New York, Washington, 413 pp.
- Kalinski, M.E. &** Yerra, P.K. (2006). Hydraulic conductivity of compacted cement-stabilized fly ash. *Fuel* **85**(16), 2330-2336.
- Kalra, N.,** Jain, M.C., Joshi, H.C., Choudhary, R., Harit, R.C., Vasta, B.K., Sharma, S.K. & Kumar, V. (1998). Fly ash as a soil conditioner and fertilizer. *Bioresource Technology* **64**, 163-167.

- Karabal, E.,** Yücel, M. & Hüseyin, A.Ö. (2003). Antioxidant responses of tolerant and sensitive barley cultivars to boron toxicity. *Plant Science* **164**, 925-933.
- Karla, N.,** Jain, M.C., Joshi, H.C., Choudhary, R., Harit, R.C., Vatsa, V.K., Sharma, S.K. & Kumar, V. (1998). Flyash as a soil conditioner and fertilizer. *Bioresource Technology* **64**, 163-167.
- Keles, Y.,** Öncel, I. & Yenice, N. (2004). Relationship between boron content and antioxidant compounds in Citrus leaves taken from fields with different water source. *Plant and Soil* **265**(1-2), 345-353.
- Keller, J. &** Lamprecht, R. (1995). Road dust as an indicator for air pollution transport and deposition: An application of SPOT imagery. *Remote Sensing of the Environment* **54**, 1-12.
- Kenneth, E.,** Pallet, K.E. & Young, J. (2000). Carotenoids. In Ruth, G.A. & Hess, J.L. (Eds.). *Antioxidants in higher plants*. Boca Raton, Florida, USA, CRC Press, p. 60-81.
- Keren, R. &** Bingham, F.T. (1985). Boron in waters, soils, and plants. *Advances in Soil Sciences* **1**, 230-276.
- Khan, A.G.** (2001). Relationships between chromium biomagnification ratio, accumulation factor and mycorrhizae in plants growing on tannery effluent-polluted soil. *Environment International* **26**, 417-423.
- Khan, H.R.,** McDonald, G.K. & Rengel, Z. (2004). Zinc fertilization and water stress affects plant water relations, stomatal conductance and osmotic adjustment in chickpea (*Cicer arietinum*). *Plant and Soil* **267**(1-2), 271-284.
- Khandkar, U.R.,** Gangwar, M.S., Srivastava, P.C. & Singh, M. (1993). Edaphological characteristics of unweathered and weathered fly ashes from Gondwana and lignite coal. *Environmental Pollution* **79**, 97-302.
- Kim, A.G. &** Hesbach, P. (2009). Comparison of fly ash leaching methods. *Fuel* **88**, 926-937.
- Kim, A.G. &** Kazonich, G. (2004). The silicate/non-silicate distribution of metals in fly ash and its effect on solubility. *Fuel* **83**, 2285-2292.
- Kim, E.,** Kalman, D. & Larson, T. (2000). Dry deposition of large, airborne particles onto a surrogate surface. *Atmospheric Environment* **34**, 2387-2397.
- Kim, J.G. &** Dixon, J.B. (2002). Oxidation and fate of chromium in soils. *Soil Science and plant Nutrition* **48**(4), 483-490.

- Kim, J.Y.,** Davis, A.P. & Kim, K.W. (2003). Stabilization of available arsenic in highly contaminated mine tailings using iron. *Environmental Science and Technology* **37**, 187-195.
- Kimbrough, D.E.,** Cohen, Y., Winer, A.M., Creelman, L. & Mabuni, C. (1999). A critical assessment of chromium in the environment. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **29**, 1-46.
- Kisić, D.,** Čeran, N., Boti - Raičević, E., Dražović, D. & Andrić, S. (2006). Smanjenje zagađenja površinskih i podzemnih voda primenom malovodnog transporta i odlaganja pepela i šljake u TENT-u B, Zbornik radova, Međunarodna konferencija Otpadne vode, komunalni čvrsti otpad i opasan otpad, Subotica, 331-338.
- Kisić, D.,** Čeran, V., Jovičić, Ž., Nožinić, J. & Žbogar, Z. (2009a). Ekološki nadzor deponije pepela i šljake TE Nikola Tesla, Međunarodna konferencija-Elektra I-ISO 14000, Arandelovac, 395-398.
- Kisić, D.,** Cokić, Z., Paunović, E., Žunić, Z. & Stanojević, D. (2010). Praćenje uticaja deponija pepela i šljake Termoelektrana Nikola Tesla A i B [Srbija] na životnu sredinu. Međunarodna konferencija Otpadne vode, komunalni čvrsti otpad i opasan otpad Subotica (Srbia), 29. Mar – 1. Apr 2010. Udruženje za tehnologiju vode i sanitarno inženjerstvo, Beograd (Serbia), 346-354.
- Kisić, D.,** Cokoć, Z. & Maksimović, S. (2005). The contents of boron as one of the limiting factors for plant-cover forming on ashes. *Acta Biologica Jugoslavica - serija A: Zemljište i biljka* **54**(3), 215-220.
- Kisić, D.,** Pivić, R., Maksimović, S., Cokić, Z. & Molerović, S. (2009b). Sadržaj opasnih i štetnih materija u zemljištu na teritoriji Opštine Obrenovac, Drugo savetovanje sa međunarodnim učešćem Deponije pepela, šljake i jalovine u termoelektranama i rudnicima, Banja Vrujici, 205-214.
- Kisić, D.,** Simonović, B., Gainov, S., Čolić, D. & Bajić, Z. (2009c). Kvalitet podzemnih voda u okolini deponije pepela termoelektrane "Nikola Tesla" A, Drugo savetovanje sa međunarodnim učešćem Deponije pepela, šljake i jalovine u termoelektranama i rudnicima, Banja Vrujici, 135-143.
- Kisić, D.,** Žbogar, Z. & Boti-Rajčević, E. (2000). Uticaj deponija pepela i šljake TE "Nikola Tesla" na životnu sredinu. *Tehnika* **55**, 178-171.

- Knežević, D.**, Grbović, B., Jovičić, Ž., Đuknić, P., Stupar, S. & Dražović, D. (1991). Deponije pepela kao zagađivači vazduha i mere zaštite. U: Uticaj termoenergetskih objekata u zoni Beograda na kvalitet vazduha (zbornik radova sa savetovanja, 17-18. okt. 1991., Beograd/Obrenovac): III 77-86, EPS/SDITB, Beograd.
- Koch, I.**, Wang, L., Ollson, C.A., Cullen, W.R. & Reimer, K. (2000). The predominance of inorganic arsenic species in plants from Yellowknife, Northwest Territories, Canada. *Environmental Science and Technology* **34**, 22-26.
- Koch, K.** & Ensikat, H-J. (2008). The hydrophobic coatings of plant surfaces: Epicuticular wax crystals and their morphologies, crystallinity and molecular self-assembly. *Micron* **39**, 759-772.
- Koch, K.**, Bhushan, B. & Bertholt, W. (2008). Diversity of structure, morphology and wetting of plant surfaces. *Soft Matter* **4**, 1943-1963.
- Kösesakal, T.** & Ünal, M. (2009). Role of zinc deficiency in photosynthetic pigments and peroxidase activity of tomato seedlings. *IUFS Journal of Biology* **68**(2), 113-120.
- Kostić, O.**, Mitrović, M., Knežević, M., Jarić, S., Gajić, G., Đurđević, L. & Pavlović, P. (2012). The potential of four woody species for the revegetation of fly ash deposits from the „Nikola Tesla – A“ Thermoelectric plant (Obrenovac, Serbia). *Archives of Biological Sciences* **64**(1), 145-158.
- Krajičkova, A.** & Mejstrik, V. (1984). The effect of fly-ash particles on the plugging of stomata. *Environmental Pollution Series A* **36**, 83-93.
- Krause, G.** & Weis, E. (1991). Chlorophyll fluorescence and photosynthesis: The basics. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* **42**, 313-349.
- Krupa, Z.** & Baszynski, T. (1995). Some aspect of heavy metals toxicity towards photosynthetic apparatus – direct and indirect effects on light and dark reactions. *Acta Physiologiae Plantarum* **17**, 177-190.
- Ksouri, R.**, Megidiche, W., Debez, A., Falleh, H., Grignon, C. & Abdelly, C. (2007). Salinity effects on polyphenol content and antioxidant activities in leaves of the halophyte *Cakile maritima*. *Plant Physiology and Biochemistry* **45**, 244-249.
- Kukier, U.** & Sumner, M.E. (1996). Boron availability to plants from coal combustion byproducts. *Water, Air and Soil Pollution* **87**, 93-110.

- Kukier, U.,** Ishak, C.F., Sumner, M.E. & Miller, W.P. (2003). Composition and element solubility of magnetic and non-magnetic fly ash fractions. *Environmental Pollution* **123**, 255-266.
- Kukier, U.,** Sumner, M.E. & Miller, W.P. (1994). Boron released from fly ash and its uptake by corn. *Journal of Environmental Quality* **23**, 596-603.
- Kullu, B. & Behera, N.** (2011). Vegetational succession on different age series sponge iron solid waste dumps with respect to top soil application. *Research Journal of Environmental and Earth Sciences* **3**(1), 38-45.
- Kumar, V. & Sharma, S.S.** (1999). Nutrient deficiency-dependent anthocyanin development in *Spirodela polyrhiza* L. Schled. *Biologia Plantarum* **42**, 621-624.
- Kumari, V.** (2009). Physicochemical Properties of Fly Ash from Thermal Power Station and its Effect on Vegetation. *Global Journal of Environmental Research* **3**(2), 102-105.
- Küpper, H.,** Küpper, F. & Spiller, M. (1996). Environmental relevance of heavy metal-substituted chlorophylls using the example of water plants. *Journal of Experimental Botany* **47**, 259-266.
- Küpper, H.,** Küpper, F. & Spiller, M. (1998). In situ detection of heavy metal substituted chlorophylls in water plants. *Photosynthesis Research* **58**, 123-133.
- Kyparissis, A.,** Petropoulou, Y. & Manetas, Y. (1995). Summer survival of leaves in a soft-leaved shrub (*Phlomis fruticosa* L., Labiatae) under Mediterranean field conditions: avoidance of photoinhibitory damage through decreased chlorophyll contents. *Journal of Experimental Botany* **46**, 1825-1831.
- Lambers, H.,** Chapin, F.S. & Pons, T.L. (1998). *Plant Physiological Ecology*. Springer-Verlag, New York, Inc., 540 pp.
- Landi, M.,** Degl'Innocenti, E., Pardossi, A. & Guidi, L. (2012). Antioxidant and Photosynthetic responses in plants under boron toxicity: A review. *American Journal of Agricultural and Biological Sciences* **7**(3), 255-270.
- Larsson, E.H.,** Bornman, J.F. & Asp, H. (1998). Influence of UV-B radiation and Cd²⁺ on chlorophyll fluorescence, growth and nutrient content in *Brassica napus*. *Journal of Experimental Botany* **49**, 1031-1039.
- Lau, T.S.L.,** Eno, E., Goldstein, G., Smith, C. & Christopher, D.A. (2006). Ambient levels of UV-B in Hawaii combined with nutrient deficiency decrease photosynthesis in

- nearisogenic maize lines varying in leaf flavonoids: Flavonoids decrease photoinhibition in plants exposed to UV-B. *Photosynthetica* **44**, 394-403.
- Lavid, N.**, Schwartz, A., Yarden, O. & Tel-Or, E. (2001). The involvement of polyphenols and peroxidase activities in heavy-metal accumulation by epidermal glands of the waterlily (*Nymphaeaceae*). *Planta* **212**, 323-331.
- Lawlor, D.W.** & Cornic, G. (2002). Photosynthetic carbon assimilation and associated metabolism in relation to water deficits in higher plants. *Plant, Cell and Environment* **25**, 275-294.
- Lee, J.A.** & Greenwood, B. (1976). The colonisation by plants of calcareous wastes from the salt and alkali industry in Cheshire, England. *Biological Conservation* **10**, 131-149.
- Lei, W.**, Lian-you, L., Shang-yu, G., Eerdun, H. & Zhi, W. (2006). Physiochemical characteristics of ambient particles settling upon leaf surfaces of urban plants in Beijing. *Journal of Environmental Science* **18**(5), 921-926.
- Lepp, N.W.** (1981). Effect of Heavy Metal Pollution on Plants . In Lepp, N.W. (Ed.), *Effects of Trace Metals on Plant Function (Pollution monitoring series)*, Vol 1. Applied Science Publishers, London, UK, p. 111-143.
- Li, Y.**, Liu, J., Liu Y. & Li. X. (2009). Effects of EDTA on mechanism of lead accumulation in *Typha orientalis* Presl. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **83**, 553-557.
- Liao, M.T.**, Hedley, M.J., Woolley, D.J., Brooks, R.R. & Nichols, M.A. (2000). Copper uptake and translocation in chicory (*Cichorium intybus* L. cv Grasslands Puna) and tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill. cv Rondy) plants grown in NFT system. II. The role of nicotianamine and histidine in xylem sap copper transport. *Plant and Soil* **223**, 243-252.
- Lichtenthaler, H.K.** & Buschmann, C. (2001) Chlorophylls and carotenoids - Measurement and characterisation by UV-VIS. In: *Current Protocols in Food Analytical Chemistry*. John Wiley&Sons, Madison, p. F4.3.1-F4.3.8.
- Lichtenthaler, H.K.**, Rinderle, U. & Haitz, M. (1989). Seasonal variations in photosynthetic activity of spruces as determined by chlorophyll fluorescence. *Annals of Forest Science* **46** (Supplement), 483_s-489_s.
- Lindsay W.L.**, Norvell W.A. (1978). Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Science Society of America Journal* **42**, 421-428.

- Lindsay, W.L.** (1979). *Chemical Equilibria in Soils*. Wiley-Interscience, New York, 449 pp.
- Ling-Peng, D.**, Zhi-Ting, X., Yu, H. & Min-Jing, L. (2006), Cadmium-induced changes in pigments, total phenolics, and phenylalanine ammonia-lyase activity in fronds of *Azolla imbricata*. *Environmental Toxicology* **21**, 505-512.
- Little, P.E.** (1978). Deposition of exhaust lead and its impact on plants. Symposium “*The impact of road traffic on plants*” — September 1978, 513. TRRL, supplementary report, 49-54.
- Liu, J.**, Li, K., Xu, J., Yhang, Z., Ma, T., Lu, X., Zang, J. & Zhu, Q. (2004). Lead toxicity, uptake and translocation in different rice cultivars. *Plant Science* **165**, 793-802.
- Loggini, B.**, Scartazza, A., Brugnoli, E. & Navari-Izzo, F. (1999). Antioxidant defense system, pigment composition and photosynthetic efficiency in two wheat cultivars subjected to drought. *Plant Physiology* **119**, 1091-1099.
- Loneragan, J.F.** (1975). The availability and absorption of trace elements in soil-plant systems and their relation to movement and concentration of trace elements in plants. In: Nicholas, D.J.D. & Egan, A.R., (Eds.), *Trace elements in Soil-Plant-Animal Systems*. New York: Academic Press, p. 109-134.
- Loneragan, J.F.** (1981). Distribution and movement of copper in plants. In: Loneragan, J.F., Robinson, A.D. & Graham, R.D. (Eds.), *Copper in Soils and Plants*. Academic Press, New York, p. 165-188.
- Lopareva-Pohu, A.**, Verdin, A., Garçon, G., Lounès-Hadj Sahraoui, A., Pourrut, B., Debiane, D., Waterlot, C., Laruelle, F., Bidar, G., Douay, F. & Shirali, P. (2011). Influence of fly ash aided phytostabilisation of Pb, Cd and Zn highly contaminated soils on *Lolium perenne* and *Trifolium repens* metal transfer and physiological stress. *Environmental Pollution* **159**, 1721-1729.
- Lopez Meza, S.**, Kalbe, U., Berger, W. & Simo, F.G. (2010). Effect of contact time on the release of contaminants from granular waste materials during column leaching experiments. *Waste Management* **30**(4), 565-571.
- López, M.A.** & Magnitski, S. (2011). Nickel: The last of the essential micronutrients. *Agronomia Columbiana* **29**(1), 49-56.

- Love, A.,** Banerjee, B.D. & Babu, C.R. (2013). Assessment of oxidative stress markers and concentrations of selected elements in the leaves of *Cassia occidentalis* growing wild on a coal fly ash basin. *Environmental Monitoring and Assessment* **185**, 6553-6562.
- Luken, J.O.** (1990). *Directing ecological succession*. The University Press, London, United Kingdom, 251 pp.
- Lushchak, V.I.** (2011). Adaptive response to oxidative stress: Bacteria, fungi, plants and animals. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C: Toxicology & Pharmacology* **153**(2), 175-190.
- Maas, E.V.** (1990). Crop salt tolerance. In: Tanji, K.K. (Ed.), *Agricultural Salinity Assessment and Management*. ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice No 71. American Society of Civil Engineering, New York, p. 262-304.
- MacFarlane, G.R.** & Burchett, M.D. (2001). Photosynthetic pigments and peroxidase activity as indicators of heavy metal stress in the grey mangrove, *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. *Marine Pollution Bulletin* **42**, 233-240.
- Machulla, G.,** Zikeli, S., Kastler, M. & Jahn, R. (2004). Microbial biomass and respiration in soils derived from lignite ashes: a profile study. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **167**, 449-456.
- Madany, I.M.,** Ali, S.M. & Akhter, M.S. (1990). Assessment of lead in roadside vegetation in Bahrain. *Environment International* **16**, 123-126.
- Maistro, G.,** Alfani, A., Baldantoni, D., De Marco, A. & De Santo, A. (2004). Trace metals in soil and in *Quercus ilex* L. leaves at anthropic and remote sites of the Campania Region of Italy. *Geoderma* **122**, 269-279.
- Maiti, S.K.** & Jaiswal, S. (2008). Bioaccumulation and translocation of metals in the natural vegetation growing on fly ash lagoons: a field study from Santaldih thermal power plant, West Bengal, India. *Environmental Monitoring and Assessment* **136**, 355-370.
- Maiti, S.K.** & Nandhini, S. (2006). Bioavailability of metals in fly ash and their bioaccumulation in naturally occurring vegetation: A pilot scale study. *Environmental Monitoring and Assessment* **116**, 263-273.
- Maksimović, S.,** Blagojević, S., Pivić, R. & Stanojković, A. (2008). Quality characteristics of some grass species cultivated on fly-ash deposits of a thermal power station. *Fresenius Environmental Bulletin* **17**(5), 584-588.

- Malanga, G.** & Pantarulo, S. (1995). Oxidative stress and antioxidant content in *Chlorella vulgaris* after exposure to ultraviolet-B radiation. *Physiologia Plantarum* **94**, 672-679.
- Mallick, N.** & Mohn, F.H. (2000). Reactive oxygen species: response of algal cells. *Journal of Plant Physiology* **157**, 183-193.
- Manios, T.**, Stentiford, E.I. & Millner, P.A. (2003). The effect of heavy metals accumulation on the chlorophyll concentration of *Typha latifolia* plants, growing in a substrate containing sewage sludge compost and watered with metaliferous water. *Ecological Engineering* **20**, 65-74.
- Manthey, J.A.**, Grohmann, K., Berhow, M.A. & Tisserat, B. (2000). Changes in citrus leaf flavanoid concentrations resulting from blight-induced zinc-deficiency. *Plant Physiology and Biochemistry* **38**, 333-343.
- Mao, L.Z.**, Lu, H.F., Wang, Q. & Cai, M.M. (2007). Comparative photosynthesis characteristics of *Calycanthus chinensis* and *Chimonanthus praecox*. *Photosynthetica* **45**(4), 601-605.
- Marrs, R.H.** & Bradshaw, A.D. (1993). Primary succession on mamade wasted: the importance of resource acquisition. In: Miles, J. & Walton, D.W.H. (Eds) *Primary succession on land*. Blackwell's Scientific Publications, Oxford, p. 221-248.
- Marschner, H.** (1995). *Mineral Nutrition of Higher Plants*. London, Academic Press, 889 pp.
- Martens, J.**, Vervaeke, P., De Schrijver, A. & Luysaert, S. (2004). Metal uptake by young frees from dredged brackish sediment: limitations and possibilities for phytoextraction and phytostabilization. *Science of Total Environment* **326**, 209-215.
- Martinez-Ruiz, C.** & Fernandez-Santos, B. (2005). Natural revegetation on top-mining spoils according to their exposure. *Acto Oecologica* **28**, 231-238.
- Mason, B.H.** & Moore, C.B. (1982). *Principles of geochemistry*. Wiley, New York., 344 pp.
- Matsunaga, T.**, Kim, K.J., Hardcastle, S & Rohatgi, K.P. (2002). Crystallinity and selected properties of fly ash particles. *Materials Science and Engineering A* **325**, 333-343.
- Maxwell, K.** & Johnson, G.N. (2000). Chlorophyll fluorescence – A practical guide. *Journal of Exprimental Botany* **51**, 659-668.

- Mazzafera, P.** (1998). Growth and biochemical alterations in coffee due to selenite toxicity. *Plant and Soil* **201**, 189-196.
- McCaughey, A.**, Jones, C., Jacobsen, J. (2009). Plant nutrient functions and deficiency and toxicity symptoms. Nutrient Management Module No.9. A self course from the MSU Extension Service Continuing Education Series. Montana State University, 1-16.
- McGrath, S.P.**, Micó, C., Zhao, F.J., Stroud, J.L., Zhang, H. & Fozard, S. (2010). Predicting molybdenum toxicity to higher plants: Estimation of toxicity threshold values. *Environmental Pollution* **158**, 3085-3094.
- McMinn, J.W.**, Berry, C.R. & Horton, J.H. (1982). Ash basin reclamation with commercial forest species. *Reclamation and Revegetation Research* **1**, 359-365.
- Meawad, S.A.**, Bojinova, Y.D., Pelovski, G.Y., (2010). An overview of metals recovery from thermal power plant solid wastes. *Waste Management* **30**, 2548-2559.
- Mechora, Š.** & Germ, M. (2010). Selenium induced lower respiratory potential in *Glicine max* (L.) Merr. *Acta agriculturae Slovenica* **95**, 29-34.
- Meers, E.**, Ruttens, A., Gebelen, W., Vangronsveld, J., Samson, R., Vanbroekhoven, K., Vandegehuchte, M., Diels, L. & Tack, F.M.G. (2005). Potential use of the plant antioksidant network for environmental exposure assessment of heavy metals in soils. *Environmental Monitoring and Assessment* **120**, 243-267.
- Meharg, A.A.** & Hartley-Whitaker, J. (2002). Arsenic uptake and metabolism in arsenic resistant and nonresistant plant species. *New Phytologist* **154**, 29-43.
- Mendel, R.R.** (2005). Molybdenum: biological activity and metabolism. *Dalton Transactions* **21**, 3404-3409.
- Mengel, K.** & Kirkby, E.A. (2001). *Principles of plant nutrition*. Netherlands. Kluwer Academic Publishers, 849 pp.
- Merzlyak, M.N.**, Chivkunova, O.B., Solovchenko, A.E. & Naqvi, K.R. (2008). Light absorption by anthocyanins in juvenile, stressed and senescing leaves. *Journal of Experimental Botany* **59**, 3903-3911.
- Michael, W.S.** & Beckg, S.C. (2001). Manganese deficiency in pecan. *Horticulture Science* **36**(6), 1075-1076.
- Michalak, A.** (2006). Phenolic compounds and their antioksidant activity in plants growing under heavy metal stress. *Polish Journal of Environmental Studies* **15**(4), 523-530.

- Mikkelsen, D.S.** & Shiou, K. (1977). Zinc fertilization and behaviour in flooded soils. Special Publication No. 5, Comm. Agric. Bur., Farnham Royal. p. 59. Mineral Stresses. In: Yeo, A.R. & Flowers, T.J. (Eds.), *Approaches to Crop Improvement*, Berlin:Springer-Verlag. p. 175-200.
- Millaleo, R.**, Reyes, D.M., Ivanov, A.G., Mora, M.L. & Iberdi, M.A. (2010). Manganese as essential and toxic element for plants transport, accumulation and resistance mechanisms. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* **10**(4), 470-481.
- Mishra, L.C.** & Shukla, K.N. (1986). Effect of fly-ash deposition on growth, metabolism and dry matter production of maize and soybean. *Environmental Pollution Series A* **42**, 1-13.
- Mishra, R.K.** & Singhal, G.S. (1992). Function of photosynthetic apparatus of intact wheat leaves under high light and heat stress and its relationship with peroxidation of thylakoid lipids. *Plant Physiology* **98**, 1-6.
- Mithöfer, A.**, Shulze, B. & Boland, W. (2004). Biotic and heavy metal stress response in plants: evidence for common signals. *FEBS Letters* **566**, 1-5.
- Mitrović, A.A.**, Komljenović, M.M. & Ilić, B.R. (2009). Ispitivanja mogućnosti korišćenja domaćih kaolinskih glina za proizvodnju metakaolina. *Hemijska industrija* **63**(2), 107-113.
- Mitrović, M.**, Jaić, S., Kostić, O., Gajić, G., Karadžić, B., Đurđević, L., Oberan, Lj., Pavlović, D., Pavlović, M. & Pavlović, P. (2012). Photosynthetic Efficiency of Four Woody Species Growing on Fly Ash Deposits of a Serbian „Nikola Tesla – A“ Thermoelectric Plant. *Polish Journal of Environmental Studies* **21**(5), 1339-1347.
- Mitrović, M.**, Pavlović, P., Lakušić, D., Đurđević, L., Stevanović, B., Kostić, O. & Gajić G. (2008). The potential of *Festuca rubra* and *Calamagrostis epigejos* for the revegetation of fly ash deposits. *Science of Total Environment* **407**, 338-347.
- Mittler, R.** (2002). Oxidative stress, antioxidants and stress tolerance. *Trends in Plant Science* **7**(9), 405-410.
- Mittler, R.**, Vanderauwera, S., Gollery, M. & Van Breusegem, F. (2004). Reactive oxygen gene network of plants. *Trends in Plant Science* **9**(10), 490-498.
- Miwa, K.**, Takano, J., Omori, H., Seki, M., Shinozaki, K., Fujiwara, T. (2007). Plants tolerant of high boron levels. *Science* **318**, 1417-1417.

- Mohammedi, Z.** & Atik, F. (2012). HPLC-UV analysis and antioxidant potential of phenolic compounds from endemic shrub of arid environment *Tamarix pauciovulata* J.Gay. *Journal of Life Science* **6**, 883-891.
- Molassiotis, A.**, Sotiropoulos, T., Tanou, G., Diamantidis, G. & Therios, I. (2006). Boron induced oxidative damage and antioxidant and nucleolytic responses in shoot tips culture of the apple rootstock EM9 (*Malus domestica* Borkh). *Environmental and Experimental Botany* **56**, 54-62.
- Moller, I.M.** (2001). Plant mitochondria and oxidative stress: Electron transport, NADPH turnover, and metabolism of reactive oxygen species. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* **52**, 561-591.
- Molyneux, P.** (2004). The use of the stable free radical diphenylpicrylhydrazyl (DPPH) for estimating antioxidant activity. *Songklanakarinn Journal of Science and Technology* **26**(2), 211-219.
- Montagnini, F.** & Sancho-Mora, F. (1990). Impacts of native trees on tropical soils: A study in the Atlantic lowlands of Costa Rica. *Ambio* **19**(8), 386-390.
- Morariu, F.**, Măsu, S., Lixandru, B. & Popescu, D. (2013). Restoration of ecosystems destroyed by the fly ash dump using different plant species. *Animal Science and Biotechnologies* **46**(2), 180-184.
- Moreno, N.**, Querol, X., Andrés, J.M., Stanton, K., Towler, M., Nugteren, H., Janssen-Jurkovicová, M. & Jones, R. (2005). Physico-chemical characteristics of European pulverized coal combustion fly ashes. *Fuel* **84**, 1351-1363.
- Moreno-de las Heras, M.** (2009). Development of soil physical structure and biological functionality in mining spoils affected by soil erosion in a Mediterranean-Continental environment. *Geoderma* **149**, 249-256.
- Moreno-Jiménez, E.**, Esteban, E., Carpena-Ruiz, R.O. & Peñalosa, J.M. (2009). Arsenic and mercury induced phytotoxicity in the Mediterranean shrubs *Pistacia lentiscus* and *Tamarix gallica* grown in hydroponic culture. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **72**, 1781-1789.
- Moreno-Jiménez, E.**, Peñalosa, J.M., Carpena-Ruiz, R.O. & Esteban, E. (2008). Comparison of arsenic resistance in Mediterranean woody shrubs used in restoration activities. *Chemosphere* **71**, 466-473.

- Mortvedt, J.J.** (1991). *Micronutrients in Agriculture*. In: Mortvedt, J.J., Cox, F.R., Shuman, I.M. & Welch, R.M. (Eds.). Soil Science Society of America, Medison, 760 pp.
- Mourato, M.**, Reis, R. & Martins, L.L. (2012). Characterization of plant antioxidative system in response to abiotic stresses: A focus on heavy metal toxicity. In: Montanaro, G. & Dichio, B. (Eds.), *Advances in selected plant physiology aspects*. InTech Europe, Rijeka, Croatia, p. 23-44.
- Mousavi, S.R.**, Shahsavari, M. & Rezaei, M. (2011). A general overview on manganese (Mn) Importance for crops production. *Australian Journal of Basic and Applied Sciences* **5**(9), 1799-1803.
- Moutharidou, G.N.**, Sotiropulos, T.E., Dimassi, K.N. & Therios, I.N. (2004). Effect of boron on growth, and chlorophyll and mineral contents of shoots of the apple rootstock MM 106 cultured *in vitro*. *Biologia Plantarum* **48**(4), 617-619.
- Mueller, M.J.** (2004). Archetype signals in plants: The phytoprostanes. *Current Opinion in Plant Biology* **7**, 441-448.
- Mukherjee, A.B.** (1998). Chromium in the environment of Finland. *Science of the Total Environment* **217**(1-2), 9-19.
- Mukhopadhyay, M.J.** & Sharma, A. (1991). Manganese in cell metabolism of higher plants. *Botanical Review* **57**, 117-149.
- Mukhopadhyay, S.** & Maiti, K.S. (2010). Phytoremediation of metalenriched mine waste: A review. *Global Journal of Environmental Research* **4**(3), 135-150.
- Mulhern, D.W.**, Robel, R.J., Furness, J.C. & Hensley D.L. (1989).Vegetation on waste disposal areas at a coal-fred power plant in Kansas. *Journal of Environmental Quality* **18**, 285-92.
- Munné-Bosch, S.** & Alegre, L. (2000). Changes in carotenoids, tocopherols and diterpenes during drought and recovery, and the biological significance of chlorophyll loss in *Rosmarinus ofcinalis* plants. *Planta* **210**, 925-31.
- Murphy, L.S.** & Walsh, L.M. (1972). Correction of micronutrient deficiencies with fertilizers. In: Mortvedt, J.J., Giordano, P.M. & Lindsay, W.L. (Eds.), *Micronurtients in Agriculture*, Soil Science Society of America, Medison, WI, 347 pp.
- Mysliwa-Kurdziel, B.** & Strazalka, K. (2002). Influence of metals on biosynthesis of photosynthetic pigments. In: Prasad, M.N.V. & Strazalka, K. (Eds.), *Physiology and*

- Biochemistry of Metal Toxicity and Tolerance in Plants*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, p. 201-227.
- Nable, R.O.**, Bañuelos, G.S. & Paull, J.G. (1997). Boron toxicity. *Plant and Soil* **193**, 181-198.
- Nable, R.O.**, Cartwright, B. & Lance, R.C. (1990). Genotypic differences in boron accumulation in barley: Relative susceptibilities to boron deficiency and toxicity. In: El Bassam, N., Dambroth, M. & Loughman, B. (Eds.), *Genetic Aspects of Plant Mineral Nutrition*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, p. 243-251.
- Nagajyoti, P.C.**, Lee, K.D. & Sreekanth, S.V.M. (2010). Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environmental Chemistry Letters* **8**, 199-216.
- Naidoo, G.** & Chirkoot, D. (2004). The effect of coal dust on photosynthetic performance of mangrove, *Avicennia mariana* in Richards Bay, South Africa. *Environmental Pollution* **127**(3), 359-366.
- Naidoo, G.** & Naidoo, Y. (2005). Coal dust pollution effects on wetland tree species in Richards Bay, South Africa. *Wetlands Ecology and Management* **13**, 509-515.
- Naidu, M.M.**, Sulochanamma, G., Sampathu, S.R. & Srinavas, P. (2008). Studies on extraction and antioxidant potential of green coffee. *Food Chemistry* **107**(1), 377-384.
- Nair, R.**, Varghese, S., Nair, B., Maekawa, T., Yoshida, Y. & Kumar, D. (2010). Nano-particulate material delivery to plants. *Plant Science* **179**, 154-163.
- Nash, D.**, Miyao, M. & Murata, N. (1985). Heat inactivation of oxygen evolution in photosystem II particles and its acceleration by chloride depletion and exogenous manganese. *Biochimica et Biophysica Acta* **807**, 127-133.
- Nautiyal, N.**, Dubey, B.K. & Chatterjee, C. (2000). Symptoms of nutrient deficiency (N, P, Ca, Mg and S) in sugarcane grown in refined sand. *Sugar Cane International*, 12-17.
- Navarro, J.M.**, Flores, P., Garrido, C. & Martinez, V. (2006). Changes in the contents of antioxidant compounds in pepper fruits at ripening stages, as affected by salinity. *Food Chemistry* **96**, 66-73.
- Neill, S.O.** & Gould, K.S. (2003). Anthocyanins in leaves: light attenuators or antioxidants? *Functional Plant Biology* **30**, 865-873.
- Neill, S.O.**, Gould, K.S., Kilmartin, P.A., Mitchell, K.A. & Markham, K.R. (2002). Antioxidant activities of red versus green leaves in *Elatostema rugosum*. *Plant Cell & Environment*, **25**, 539-547.

- Ness, P.J.** & Woolhouse, H.W. (1980). RNA synthesis in *Phaseolus* chloroplasts. I.R. nucleic acid synthesis and senescing leaves. *Journal of Experimental Botany* **21**, 223-233.
- Nesterenko, T.V.**, Shikhor, V.N. & Tikhomirov, A.A. (2001). Thermoinduction of chlorophyll fluorescence and the uge related condition of higher plant leaves. *Russian Journal of Plant Physiology* **48**(2), 244-251.
- Neves, O.S.C.**, de Carvalho, J.G., Martins, F.A.D., de Padua, T.R.P. & de Pinho, P.J. (2005). Use of SPAD-502 in the evaluation of chlorophyll contents and nutritional status of herbaceous cotton to nitrogen, sulphur, iron and manganese. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira* **40**(5), 517-521.
- Niaz, T.**, Hisamuddin, A. & Roabab, M.I. (2008). Impact of Fly Ash Amended Soil on Growth, Quality and productivity of *Eclipta*, *Trends in Biosciences* **12**, 46-48.
- Nirmala, E.**, Remesh, K. & Nair, N.S.R. (1995). Effect of aluminium on Cow pea (*Vigna Sinensis* L. CV. Kanakamony). *International Journal of Environmental Studies* **49**(2), 117-123.
- Niyogi, K.K.** (1999). Photoprotection revisited: Genetic and molecular approaches. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* **50**, 333-359.
- Nugteren, H.W.**, Janssen-Jurkovićová, M. & Scarlett, B. (2001). Improvement of environmental quality of coal fly ash by applying forced leaching. *Fuel* **80**, 873-877.
- Obradović, Lj.**, Urošević, D., Gardić, V. & Tomić, G. (2010). Fizičko-hemijska karakterizacija pepela sa deponije u Medoševcu u cilju moguće primene u cementnoj industriji. *Bakar* **35**(2), 67-76.
- Okuda, T.** & Ito, H. (2011). Tannins of constant structure in medicinal and food plants – hidrolizable tannins and polyphenols related to tannins. *Molecules* **16**, 2191-2217.
- Orabi, M.A.A.**, Taniguchi, S., Yoshimura, M., Yoshida, T., Kishino, K., Sakagami, H. & Hatano, T. (2010). Hydrolyzable tannins of Tamaricaceous plants. III. Hellinoyl and macrocyclic-type ellagitannins from *Tamarix nilotica*. *Journal of Natural Products* **73**, 870-879.
- Osán, J.**, Török, S., Török, K., Németh, L. & Lábár, J.L. (1996). Physiological Effect of Accidental Fly Ash Deposition on Plants and Chemical Study of the Dusted Plant Leaves by XRF and EPMA. *X Ray Spectrometry* **25**(4), 167-172.

- Ouzounidou, G.** (1995). Cu-ions mediated changes in growth, chlorophyll and other ion contents in a Cu tolerant *Koeleria splendens*. *Biologia Plantarum* **37**, 71-78.
- Padmaja, K.,** Prasad, D.D.K. & Prasad, A.R.K. (1989). Effect of selenium on chlorophyll biosynthesis in mung bean seedlings. *Phytochemistry* **28**, 3321–3324.
- Page, A.L.,** Elseewi, A.A. & Straughan, I.R. (1979). Physical and chemical properties of fly ash from coal-fired power plants with reference to environmental impacts. *Residue Reviews* **71**, 83-120.
- Päivöke, A. & Simola, L.K.** (2001). Arsenate toxicity to *Pisum sativum*: mineral nutrients, chlorophyll content, and phytase activity. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **49**, 111-121.
- Paling, E.I.,** Humphries, G., McCardle, I. & Thomson, G. (2001). The effects of iron ore dust on mangroves in Western Australia: lack of evidence for stomatal damage. *Wetlands Ecology and Management* **9**, 363-370.
- Pandey, V.C. & Singh, K.** (2011). Is *Vigna radiata* suitable for the revegetation of fly ash landfills? *Ecological Engineering* **37**, 2105-2106.
- Pandey, V.C.** (2012). Invasive species based efficient green technology for phytoremediation of fly ash deposits. *Journal of Geochemical Exploration* **123**, 13-18.
- Pandey, V.C.,** Abhilash, P.C & Singh, N. (2009). The Indian perspective of utilizing fly ash in phytoremediation, phytomanagement and biomass production. *Journal of Environmental Management* **90**, 2943-2958.
- Pandey, V.C.,** Singh, J.S., Kumar, A. & Tewari, D.D. (2010). Accumulation of heavy metals by chickpea grown in fly ash treated soil: effect on antioxidants. *Clean-Soil, Air, Water* **38**(12), 1116-1123.
- 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**, 819-835.
- Pandey, V.C.,** Singh, K., Singh, R.P. & Singh, B. (2012). Naturally growing *Saccharum munja* L. on the fly ash lagoons: A potential ecological engineer for the revegetation and stabilization. *Ecological Engineering* **40**, 95-99.
- Papadakis, I.,** Dimassi, K.N., Bosabalidis, A.M., Therios, I.N., Patakas, A. & Giannakoula, A. (2004 b). Effects of B excess on some physiological and anatomical

- parameters of 'Navelina' orange plants grafted on two rootstocks. *Environmental and Experimental Botany* **51**, 247-257.
- Papadakis, I.E.**, Dimassi, K.N., Bosabalidis, A.M., Therios, I.N., Patakas, A. & Giannakoula, A. (2004 a). Boron toxicity in 'Clementine' mandarin plants grafted on two rootstocks. *Plant Science* **166**(2), 539-547.
- Parr, A.J.** & Loughman, B.C. (1983) Boron and membrane function in plants. In Robb, D. A. & Pierpoint, W.S. (Eds.), *Metals and Micronutrients: Uptake and Utilization by Plants*, London, UK: Academic Press, p. 87-107.
- Pavlović, P.** & Mitrović, M. (2013). Termoelektrane u Srbiji – uticaj pepela na zemljište i biljke, *Energetika i životna sredina*, Srpska akademija nauka i umetnosti, Naučni skupovi, knjiga CXVIII, Odeljenje hemijskih i bioloških nauka, knjiga 4, Beograd, p. 403-431.
- Pavlović, P.**, Mitrović, M. & Đurđević L. (2004). An ecophysiological study of plants growing on the fly ash deposits from the "Nikola tesla – A" thermal power station in Serbia. *Environmental Management* **33**, 654-663.
- Pavlović, P.**, Mitrović, M., Đurđević, L., Gajić, G., Kostić, O. & Bojović, S. (2007). Ecological potential of *Spirea van-houttei* (Briot) Zabel for urban (Belgrade city) and fly ash deposit (Obrenovac) landscaping in Serbia. *Polish Journal of Environmental Studies* **16**, 427-431.
- Peer, I.W.A.**, Baxter, I.R., Richards, E.L., Freeman, J.L. & Murphy, A.S. (2005). Phytoremediation and hyperaccumulator plants. In: Tamás, M.J. & Martinoia, E. (Eds.), *Molecular Biology of Metal Homeostasis and Detoxification, Topics in Current Genetics* **14**, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, p. 1-43.
- Pereira, W.E.**, de Siqueira, D.L., Martínez, C.A. & Puiatti, M. (2000). Gas exchange and chlorophyll fluorescence in four citrus rootstocks under aluminum stress. *Journal of Plant Physiology* **157**, 513-520.
- Petračić, A.** (1938). *Amorpha fruticosa* L. kao nov i opasan korov u posavskim šumama. *Šumarski list Zagreb*, 623-626.
- Pickering, I.J.**, Prince, R.C., George, M.J., Smith, R.D., George, G.N. & Salt, D.E. (2000). Reduction and coordination of arsenic in Indian mustard. *Plant Physiology* **122**, 1171-1177.

- Pierzynski, G.M.**, Heitman, J.L., Kulakov, P.A., Kluitenberg, G.J. & Carlson, J. (2004). Revegetation of waste fly ash landfills in a semiarid environment. *Journal of Range Management* **57**, 312-319.
- Pilon-Smits, E.** (2005). Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology* **56**, 15-39.
- Piotrowska, M.** (1981). The mobility of heavy metals in soils contaminated with the copper smelter dusts and metal uptake by orchard grass, *Materialy IUNG*, 159-R, Pulawy, Poland, p.88 (in Polish).
- Pivić, R.**, Cokoć, Z., Maksimović, S. & Stanojković, A. (2007). Faze bioske rekultivacije na deponiji pepela i sljake u cilju zaštite okoline od eolske erozije. Međunarodna konferencija Otpadne vode, komunalni cvrsti otpad i opasan otpad, 2-5 Apr, Krusevac (Serbia), 194-198.
- Polić, P.**, Ilić, M. & Popović, A. (2005). Environmental impact assessment of lignite fly ash and its utilization products as recycled hazardous wastes on surface and ground water quality. In: Kassim, T.A. (Ed.), *Water Pollution, Environmental Impact Assessment of Recycled Wastes on Surface and Ground Waters; Risk Analysis*, Springer Berlin Heidelberg, p. 61-110.
- Pollard, A.J.**, Powell, K.D., Harper, F.A. & Smith, J.A.C. (2002). The genetic basis of metal hyperaccumulation in plants. *Critical Reviews in Plant Sciences* **21**, 539-566.
- Popović, A.** (2002). Specijacija mikroelemenata pepela lignita. Doktorska disertacija. Hemijski fakultet Univerziteta u Beogradu, 247 pp.
- Popović, A.**, Đorđević, D. & Polić, P. (2001). Trace and major element pollution originating from coal ash suspension and transport processes. *Environment International* **26**, 251-255.
- Popović, A.R.**, Đorđević, D.S., Relić, D.J. & Đinović-Stojanović, J.M. (2013). Termoelektrane u Srbiji kao mogući izvori zagađivanja površinskih i podzemnih voda makro- i mikroelementima. *Energetika i životna sredina*, Srpska akademija nauka i umetnosti, Naučni skupovi, knjiga CXVIII, Odeljenje hemijskih i bioloških nauka, knjiga 4, Beograd, p. 373-401.
- Pourcel, L.**, Routaboul, J.M., Cheynier, V., Lepiniec, L. & Debeaujon, I. (2006). Flavonoid oxidation in plants: from biochemical properties to physiological functions. *Trends in Plant Science* **12**, 29-36.

- Pourrut, B.**, Shahid, M., Dumat, C., Winterton, P. & Pinelli, E. (2011). Lead uptake, toxicity and detoxification in plants. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* **213**, 113-116.
- Prajapati, S.K.** (2012). Ecological effect of airborne particulate matter on plants *Environmental Skeptics and Critics* **1**(1), 12-22.
- Prasad, D.D.K.** & Prasad, A.R.K. (1987). Effect of lead and mercury on chlorophyll synthesis in mung bean seedlings. *Phytochemistry* **26**(4), 881-883.
- Prasad, M.N.V.** (1998). Metal-biomolecule complex in plants: Occurrence, function and applications. *Analisis Magazine* **26**(6), M25-M28.
- Prasad, M.N.V.**, Sajwan, K.S. & Naidu, R. (2006) *Trace Elements in the Environment: Biogeochemistry Biotechnology and Bioremediation*. Prasad, M.N.V., Sajwan, K.S. & Naidu, R. (Eds.), Taylor and Francis, U.S.A. 726 pp.
- Prasad, T.K.**, Anderson, M.D. & Stewart, C.R. (1994). Acclimation, hydrogen peroxide, and abscisic acid protect mitochondria against irreversible chilling injury in maize seedlings. *Plant Physiology* **105**, 619-627.
- Proctor, J.A.T.** (1974). Colour stimulation in attached apples with supplementary light. *Canadian Journal of Plant Science* **54**, 499-503.
- Pulford, I.D.** & Watson, C. (2003). Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees - a review. *Environment International* **29**, 529-540.
- Pyatt, F.B.** & Haywood, W.J. (1989). Airborne particulate distribution and their accumulation in tree canopies, Nottingham, U.K. *Environmentalist* **9**, 291-298.
- Qu, C.**, Gong, X., Liu, C., Hong, M., Wang, L. & Hong, F. (2012). Effects of manganese deficiency and added cerium on photochemical efficiency of maize chloroplasts. *Biological Trace Element Research* **146**, 94-100.
- Querol, X.**, Fernandez-Turiel, J.L. & Lopez-Soler, A. (1995). Trace elements in coal and their behavior during combustion in a large power station. *Fuel* **74**(3), 331-343.
- Querol, X.**, Juan, R., Lopez-Soler, A., Fernandez-Turiel, J.L. & Ruiz, C.R. (1996). Mobility of trace elements from coal and combustion wastes. *Fuel* **75**, 821-838.
- Querol, X.**, Umana, J.C., Alastuey, A., Ayora, C., Lopez-Soler, A. & Plana F. (2001). Extraction of soluble major and trace elements from fly ash in open and closed leaching systems. *Fuel* **80**, 801-813.

- Quina, F.H.**, Moreira, P.F., Vautier-Giongo, C., Rettori, D., Rodrigues, R.F., Freitas, A.A., Silva, P.F. & Maçanita, A.L. (2009). Photochemistry of anthocyanins and their biological role in plant tissues. *Pure and Applied Chemistry* **81**(9), 1687-1694.
- Ragsdale, S.W.** (1998). Nickel biochemistry. *Current Opinion in Chemical Biology* **2**, 208-215.
- Rahman, M.A.**, Hasegawa, H., Rahman, M.M., Islam, M.N., Miah, M.A.M. & Tasmin, A. (2007). Effect of arsenic on photosynthesis, growth and yield of five widely cultivated rice (*Oryza sativa* L.) varieties in Bangladesh. *Chemosphere* **67**, 1072-1079.
- Rai, U.N.**, Pandey, K., Sinha, S., Singh, A., Saxena, R. & Gupta D.K. (2004 a). Revegetation fly ash landfills with *Prosopis juliflora* L.: Impact of different amendments and *Rhizobium* Inoculation. *Environment International* **30**, 293-300.
- Rai, U.N.**, Tripathi, R.D., Singh, N., Kumar, A., Ali, M.B., Pal, A. & Singh, S.N. (2000). Amelioration of fly-ash by selected nitrogen fixing blue green algae. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **64**, 294-301.
- Rai, V.**, Vaypayee, P., Singh, S.N. & Methotra, S. (2004 b). Effect of chromium accumulation on photosynthetic pigments, oxidative stress defence system, nitrate reduction, proline level and eugenol content of *Ocimum tenuiflorum* L. *Plant science* **167**, 1159-1169.
- Ram, L.C.**, Jha, S.K., Tripathi, R.C., Mesto, R.E. & Selvi V.A. (2008). Remediation of Fly Ash Landfills Through Plantation. *Remediation Journal* **18**(4), 71-90.
- Ramachandran, V.**, D'Souza, T.J. & Mistry, K.B. (1980). Uptake and transport of chromium in plants. *Journal of Nuclear Agriculture and Biology* **9**, 126-128.
- Raskin, I.** & Ensley, B.D. (2000). *Phytoremediation of toxic metals using plants to clean up the environment*. Raskin, I. & Ensley, B.D. (Eds). Wiley, New York, 316 pp.
- Rautaray, S.K.**, Ghosh, B.C. & Mittra, B.N. (2003). Effect of fly ash, organic wastes and chemical fertilizers on yield, nutrient uptake, heavy metal content and residual fertility in a rice-mustard cropping sequence under acid lateritic soils. *Bioresource Technology* **90**, 275-283.
- Rees, R.**, Robinson, B.H., Menon, M., Lehmann, E., Günthardt-Goerg, M.S. & Schulin, R. (2011). Boron Accumulation and Toxicity in Hibrid Poplar (*Populus nigra x euroamericana*). *Environmental Science and Technology* **45**, 10538-10543.

- Reid, R.** & Fitzpatrick, K. (2009). Influence of leaf tolerance mechanisms and rain on boron toxicity in barley and wheat. *Plant Physiology* **151**(1), 413-420.
- Reid, R.** (2007) Update on boron toxicity and tolerance in plants. In: Xu, F., Goldbach, H.E., Brown, P.H., Bell, R.W., Fujiwara, T., Hunt, C.D., Goldberg, S. & Shi, L. (Eds.), *Advances in Plant and Animal Boron Nutrition*. Springer, Dordrecht, The Netherlands, p. 83-90.
- Riederer, M.** (2006). Thermodynamics of the water permeability of opant cuticles: characterization of the polar pathway. *Journal of Experimental Botany* **57**(12), 2937-2942.
- Rice-Evans, C.A.**, Miller, N.J. & Paganga, G. (1996). Structure antioxidant activity relationships of flavonoids and phenolic acids. *Free Radical Biology and Medicine* **20**(7), 933-956.
- Rice-Evans, C.A.**, Miller, N.J. & Paganga, G. (1997), Antioxidant properties of phenolic compounds. *Trends in Plant Science* **2**, 152-159.
- Ricks, G.R.** & Williams, R.J.H. (1974). Effects of atmospheric pollution on deciduous woodland. Part 2: Effects of particulate matter upon stomatal diffusion resistance in leaves of *Quercus petraea* (Mattuschka) Leibl. *Environmental Pollution* **6**, 87-109.
- Riederer, M.** & Müller, C. (2006). Biology of the plant cuticle. In: Riederer, M. & Müller, C. (Eds.), *Annual Plant Reviews*, Volume 23, Blackwell, Oxford, 464 pp.
- Ripley, B.S.**, Redfern, S.P. & Dames, J. (2004). Quantification of the photosynthetic performance of phosphorus-deficit Sorghum by means of chlorophyll-a fluorescence kinetics. *South African Journal of Science* **100**, 615-618.
- Rippon, J.E.** & Wood, M.J. (1975). Microbial aspects of pulverized fuel ash. In: Chadwick, M.J. & Goodman, G.T. (Eds.), *The Ecology of Resource Degradation and Renewal*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, p. 331-349.
- Robinson, B.**, Green, S., Mills, T., Clothier, B., Velde, M.v.d., Laplane, R., Fung, L., Deurer, M., Hurst, S., Thayalakumaran, T. & v.d.Dijssel, C. (2003). Phytoremediation: Using plants as biopumps to improve degraded environments. *Australian Journal of Soil Research* **41**(3), 599-511.
- Robinson, B.H.**, Green, S.R., Chancerel, B., Mills, T.M., & Clothier, B.E. (2007). Poplar for the phytomanagement of boron contaminated sites. *Environmental Pollution* **150**(2), 225-233.

- Robinson, B.H.**, Mils, T.M., Petit, D., Fung, L.E. Green, S.R. & Clothier, B.E. (2000). Natural and induced cadmium-accumulation in poplar and willow: implications for phytoremediation. *Plant and Soil* **227**, 301-306.
- Rotkittikhun, R.**, Kruatrachue, M., Chaiyarat, R., Ngernsarsaruay, C., Pokethitiyook, P., Paijitrapaporn, A. & Baker, A.J.M. (2006). Uptake and accumulation of lead by plants from the Bo Ngam lead mine area in Thailand. *Environmental Pollution* **144**, 681- 688.
- Rufino, M.S.M.**, Fernandes, F.A.N., Alves, R.E. & de Brito, E.S. (2009). Free radical-scavenging behavior of some north-east Brazilian fruits in DPPH^{*} system. *Food Chemistry* **114**, 693-695.
- Ruiz, J.M.**, Bretones, G., Baghour, M., Belakbir, A. & Romero, L. (1998). Relationship between boron and phenolic metabolism in tobacco leaves. *Phytochemistry* **48**, 269-272.
- Ruppert, L.**, Finkelman, R., Boti, E., Milosavljevic, M., Tewalt, S., Simon, N. & Dulong, F. (1996). Origin and significance of high nickel and chromium concentrations in pliocene lignite of the Kosovo Basin, Serbia. *International Journal of Coal Geology* **29**, 235-258.
- Sachs, R.M.** & Michaels, J.L. (1971). Comparative phytotoxicity among four arsenical herbicides *Weed Science* **19**, 558-564.
- Saha, D.C.** & Padhy, P.K. (2011). Effects of stone crushing industry on *Shorea robusta* and *Madhuca indica* foliage in Lalpahari forest. *Atmospheric Pollution Research* **2**, 463-476.
- Sakihama, Y.** & Yamasaki, H. (2002). Lipid peroxidation induced by phenolics in conjunction with aluminum ions. *Biologia Plantarum* **45**(2), 249-254.
- Salt, D.E.**, Smith, R.D. & Raskin, I. (1998). Phytoremediation. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* **49**, 643-668.
- Santiago, L.J.M.**, Louro, R.P. & De Oliveira, D.E. (2000). Compartmentation of phenolic compounds and phenylalanine ammonia-lyase in leaves of *Phyllanthus tenellus* Roxb. and their induction by copper sulphate. *Annals of Botany* **86**, 1023-1032.
- Sarić, M.R.** (1983). Fiziologija biljaka. Nučna Knjiga, Beograd, 570 pp.
- Sawidis, T.**, Chettri, M.K., Papaioannou, A., Zachariadis, A. & Stratis, J. (2001). A study of metal distribution from lignite fuels using trees as biological monitors. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **48**, 27-35.

- Sawidis, T.,** Metentzoglou E., Mitrakas, M. & Vasara, E. (2011). A Study of Chromium, Copper, and Lead Distribution from Lignite Fuels Using Cultivated and Non-cultivated Plants as Biological Monitors. *Water Air and Soil Pollution* **220**, 339-352.
- Schönherr, J.** (2000). Calcium chloride penetrates plant cuticles via aqueous pores. *Planta* **212**, 112-118.
- Schreck, E.,** Foucault, Y., Sarret, G., Sobanska, S., Cécillon, L., Castrec-Rouelle, M., Uzu, G. & Dumat, C. (2012). Metal and metalloid foliar uptake by various plant species exposed to atmospheric industrial fallout: Mechanisms involved for lead. *Science of the Total Environment* **427-428**, 253-262.
- Schreck, E.,** Laplanche, C., Le Guédard, M., Bessoule, J.J., Austruy, A., Xiong T., Foucault, Y. & Dumat, C. (2013). Influence of fine process particles enriched with metals and metalloids on *Lactuca sativa* L. leaf fatty acid composition following air and/or soil-plant field exposure. *Environmental Pollution* **179**, 242-249.
- Schulin, R.,** Johnson, A. & Frossard, E. (2010). Trace element - Deficient soils. In Hooda, P. (Ed.), *Trace Elements in Soils*. Wiley-Blackwell Publishing: Chichester, U.K, p. 175-199.
- Sebastiani, L.,** Scebba, F. & Tognetti, R. (2004). Heavy metal accumulation and growth responses in poplar clones Eridano (*Populus deltoides x maximowiczii*) and I-214 (*P. x euramericana*) exposed to industrial waste. *Environmental and Experimental Botany* **52**, 79-88.
- Senapati, M.R.** (2011). Fly ash from thermal power plants—waste management and overview. *Current Science* **100**, 1791-1794.
- Seregin, I.V.,** & Kozhevnikova, A.D. (2006). Physiological role of nickel and its toxic effects on higher plants. *Russian Journal of Plant Physiology* **53**, 257-277.
- Sever, H. &** Makineci, E. (2009). Soil organic carbon and nitrogen accumulation on coal mine spoils reclaimed with maritime pine (*Pinus pinaster* Aiton) in Agacli-Istanbul. *Environmental Monitoring and Assessment* **155**, 273-280.
- Shacklette, H.T.,** Erdman, J.A., Harms, T.F. & Papp, C.S.E. (1978). Trace elements in plant foodstuffs. In: Oehme, F.W. (Ed.), *Toxicity of Heavy Metals in the Environment*, fourth ed. Marcel Dekker, New York, p. 25-68.
- Shah, P.,** S. V., Prince, K. & Nelson, P.F. (2008). Speciation of As, Cr, Se and Hg under coal fired power station conditions. *Fuel* **87**, 1859-1869.

- Shaibur, M.R.** & Kawai, S. (2009). Effect of arsenic on visible symptom and arsenic concentration in hydroponic Japanese mustard spinach. *Environmental and Experimental Botany* **67**, 65-70.
- Shanker, A.K.**, Cervantes, C., Loza-Tavera, H. & Avudainayagams, S. (2005). Chromium toxicity in plants. *Environment International* **31**, 739-753.
- Shanker, A.K.**, Djanaguiraman, M. & Venkateswarlu, B. (2009). Chromium interactions in plants: current status and future strategies. *Metallomics* **1**, 375-383.
- Shanker, A.K.**, Djanaguiraman, M., Sudhagar, R., Chandrashekar, C.N. & Pathmanabhan, G. (2004). Differential antioksidative response of ascorbate glutathione pathway enzymes and metabolites in chromium speciation stress in green gram roots. *Plant Science* **166**, 1035-1043.
- Sharma, P.N.**, Kumar, N. & Bisht, S.S. (1994). Effect of zinc deficiency on chlorophyll content, photosynthesis and water relations of cauliflower plants. *Photosynthetica* **30**, 353-359.
- Sharma, P.N.**, Tripathi, A. & Bisht, S.S. (1995). Zinc requirement for stomatal opening in cauliflower. *Plant Physiology* **107**, 751-756.
- Sharma, S.** & Karla, N. (2006). Effect of flyash incorporation on soil properties and productivity of crops: A review. *Journal of Scientific & Industrial Research* **65**, 383-390.
- Shaw, P.** (2009). Soil and Fertilizer Amendments and Edge Effects on the Floral Succession of Pulverized Fuel Ash. *Restoration Ecology* **17**(1), 68-77.
- Shaw, P.J.A.** (1992). A Preliminary Study of Successional Changes in Vegetation and Soil Development on Unamended Fly Ash (PFA) in Southern England. *Journal of Applied Ecology* **29**, 728-736.
- Shaw, P.J.A.** (1996a). Role of seedbank substrates in the revegetation of fy ash and gypsum in the United Kingdom. *Restoration Ecology* **4**, 61-70.
- Shaw, P.J.A.** (1996b). Soil and fertilizer amendments and edge effects on the floral succession of pulverized fuel ash. *Restoration Ecology* **17**(1), 68-77.
- Sheng, O.**, Zhou, G.F., Wei, Q.J., Peng, S.A. & Deng, X.X. (2010). Effects of excess boron on growth, gas exchange and boron status of four orange scion-rootstock combinations. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **173**, 469-476.

- Shirley, B.W.** (1996), Flavonoid biosynthesis: New functions for an old pathway. *Trends in Plant Science* **1**, 377-382.
- Siddiqui, Z.A.** & Singh, L.P. (2005). Effects of fly ash and soil micro-organisms on plant growth, photosynthetic pigments and leaf blight of wheat. *Journal of Plant Diseases and Protection* **112**(2), 146-155.
- Sijakova-Ivanova, T.**, Panov, Z., Blažev, K. & Zajkova-Paneva, V. (2011). Investigations of fly ash heavy metals content and physic chemical properties from thermal power plant, Republic of Macedonia. *International Journal of Engineering Science and Technology* **3**(12), 8219-8225.
- Sikirić, B.**, Zdravković, M., Čakmak, D., Maksimović, S. & Pivić, R. (2010). The content of different forms of heavy metals in the valley of Kolubara river. *Zemljište i biljka* **59**(3), 159-169.
- Simić, S.**, Filipović, R. & Lazarević, M. (1980). Mogućnost proizvodnje sadnica topole i tamariksa na deponijama pepela uz istovremenu zaštitu deponije. *Zemljište i biljka* **24**, 163-168.
- Simonović, B.** (2003). Report on waste, surface and ground waters monitoring in the “Nikola Tesla–A” thermal power station at Obrenovac. Holding Institute of General and Physical Chemistry, Belgrade, 36 pp.
- Sims, J.T.** & Kline, J.S. (1991). Chemical fractionation and plant uptake of heavy metals in soil amended with compost sewage sludge. *Journal of Environmental Quality* **20**, 387-395.
- Sims, J.T.**, Vasilas, B.L. & Ghodrati, M. (1995). Evaluation of fly-ash as a soil amendment for the Atlantic Coastal Plain 2. Soil chemical properties and crop growth. *Water, Air, and Soil Pollution* **81**, 363-372.
- Singh, A.**, Sharma, R.K. & Agrawal, S.B. (2008). Effect of fy ash incorporation on heavy metal accumulation, growth and yield responses of *Beta vulgaris* plants. *Bioresource Technology* **99**, 7200-7207.
- Singh, H.P.**, Mahajan, P., Kaur, S., Batish, D.R. & Kohli, R.K. (2013). Chromium toxicity and tolerance in plants. *Environmental Chemistry Letters* **11**, 229-254.
- Singh, J.P.**, Dahiya, D.J. & Narwal, R.P. (1990). Boron uptake and toxicity in wheat in relation to zinc supply. *Fertilizer Research* **24**, 105-110.

- Singh, N.** & Ma, L.Q. (2007). Assessing plants for phytoremediation of arsenic contaminated soils. In: Wiley, N. (Ed.), *Phytoremediation: Methods and Reviews*, Humana Press, New York, USA, p. 319-347.
- Singh, N.** & Yunus, M. (2000). Environmental impacts of fly ash. In: Iqbal, M., Srivastava, P.S. & Siddiqui, T.O. (Eds.), *Environmental Hazards Plants & People*. CBS Publishers and Distributors, New Delhi, p. 60-79.
- Singh, S.**, Anjum, N.A., Khan, N.A. & Nazar, R. (2008). Metal-binding peptides and antioxidant defence system in plants: significance in cadmium tolerance. In: Khan, N.A. & Singh, S. (Eds.), *Abiotic Stress and Plant Responses*, IK International, New Delhi, p. 159-189.
- Singh, S.N.**, Kulshreshtha, K. & Ahmad, K.J. (1997). Impact of fly ash soil amendment on seed germination, seedling growth and metal composition of *Vicia faba* L. *Ecological Engineering* **9**, 203-208.
- Sixto, H.**, Aranda, I. & Grau, J.M. (2006). Assessment of salt tolerance in *Populus alba* clones using chlorophyll fluorescence. *Photosynthetica* **44**(2), 169-173.
- Škorić, A.**, Filipovski, G. & Ćirić, M. (1985). Klasifikacija zemljišta Jugoslavije. ANBIH, Posebna izdanja, Odeljenje prirodnih i matematičkih nauka, Knj. 13, Sarajevo.
- Smillie, R.M.** & Hetherington, S.E. (1999). Photoabatement by anthocyanin shields photosynthetic systems from light stress. *Photosynthetica* **36**, 451-463.
- Smith, E.**, Naidu, R. & Alston, A.M. (2002). Chemistry of arsenic in soils: II Effect of phosphorus, sodium and calcium on arsenic sorption. *Journal of Environmental Quality* **31**, 557-563.
- Smith, E.**, Nandu, R. & Alston, A.M. (1999). Chemistry of arsenic in soils: I. Sorption of arsenate and arsenite by four Australian soils. *Journal of Environmental Quality* **28**, 1719-1726.
- Smith, K.S.**, Balistreri, L.S., Smith, S.M. & Severson, R.C. (1997). Distribution and mobility of molybdenum in the terrestrial environment. In: Gupta, U.C. (Ed.), *Molibdenium in Agriculture*, Cambridge University Press, Cambridge, UK, p. 23-46.
- Sotiropoulos, T.E.**, Molassiotis, A., Almaliotis, D., Mouhtaridou, G., Dimassi, K., Therios, I. & Diamantidis, G. (2006). Growth, nutritional status, chlorophyll content, and antioxidant responses of the apple rootstock MM 111 shoots cultured under high boron concentrations in vitro. *Journal of Plant Nutrition* **29**, 575-583.

- Sotiropoulos, T.E.**, Therios, N.I., Dimassi, N.K, Bosbalidis, A. & Kofilids. G. (2002). Nutritional status, growth, CO₂ assimilation and leaf anatomical responses in two kiwi fruit species under boron toxicity. *Journal of Plant Nutrition* **25**, 1244-1261.
- Spallholz, J.** & Hoffman, D. (2002). Selenium toxicity: Cause and effects in aquatic birds. *Aquatic Toxicology* **57**, 27-37.
- Spears, D.A.** & Martinez-Tarrazona, M.R. (2004). Trace elements in combustion residues from a UK power station. *Fuel* **83**, 2265-2270.
- Spiers, J.M.** (1993). Nitrogen, calcium and magnesium fertilizer affects growth and leaf element content of dormered raspberry. *Journal of Plant Nutrition* **16**(12), 2333-2339.
- Spitsyna, N.T.**, Skripalshchikova, L.N. (1991). Phytomass and dust accumulation of birch forests near open-pit mines. *Soviet Journal of Ecology* **22**, 354-359.
- Srivastava, A.**, Greppin, G. & Strasser, R.J. (1995). The steady-state chlorophyll a fluorescence exhibits in vivo an optimum as a function of light intensity which reflects the physiological state of the plant. *Plant and Cell Physiology* **36**, 839-848.
- Srivastava, M.** & Ma, L.Q. (2005). Uptake and distribution of selenium in different fern species. *International Journal of Phytoremediation* **7**(1), 33-42.
- Srivastava, S.** & Sharma, Y.K. (2013). Impact of arsenic toxicity on black gram and its amelioration using phosphate. *ISRN Toxicology*, Article ID 340925, 8 pages <http://dx.doi.org/10.1155/2013/340925>
- Stahl, R.S.** & James, B.R. (1991). Zinc sorption by B horizons soils as a function of pH. *Journal of Soil Science Society of America* **55**, 1592-1597.
- Stevens, G.**, Motavalli, P., Scharf, P., Nathan, M., & Dunn. D. (2002). Crop nutrient deficiencies & toxicities. Plant Protection Programs College of Agriculture, Food and Natural Resources. MU Extension, University of Missouri, Columbia. IPM 1016, p. 1-17.
- Steyn, W.J.**, Wand, S.J.E., Holcroft, D.M. & Jacobs, G. (2002). Anthocyanins in vegetative tissues: a proposed unified function in photoprotection. *New Phytologist* **155**, 349-361.
- Stilinović, S.** (1991). Pošumljavanje, Naučna knjiga, 273 pp.
- Stoeva, N.** & Bineva, T. (2003). Oxidative changes and photosynthesis in oat plants grown in As-contaminated soil. *Bulgarian Journal of Plant Physiology* **29**(1-2), 87-95.

- Stoeva, N., Berova, M. & Zlatev, Z.** (2004). Physiological response of maize to arsenic contamination. *Biologia Plantarum* **47**, 449-452.
- Stojanović, D., Vučković, M., Filipović, R. & Kostić, G.** (1994). Thermal power plants pollute the environment with mercury and arsenic. *Zemljište i biljka* **43**(2), 95-100.
- Sushil, S. & Batra, V.S.** (2006). Analysis of fly ash heavy metal content and disposal in three thermal power plants in India. *Fuel* **85**(17-18), 2676-2679.
- Sutton, T., Baumann, U., Hayes, J., Collins, N.C., Shi, B.J., Schnurbusch, T., Hay, A., Mayo, G., Pallotta, M., Tester, M. & Landgridge, P.** (2007). Boron-toxicity tolerance in barley arising from efflux transporter amplification. *Science* **318**, 1446-1449.
- Suwalka, R.L.** (2003). Utility of flyash in agriculture – a review. *Agricultural Reviews* **24**(3), 197-203.
- Swain, T.** (1975). Evolution of flavonoids compounds. In: Harborne, J.B., Mabry, T.J. & Mabry, H. (Eds.), *The Flavonoids*, Chapman & Hall, London, p. 1096-1129.
- Sývacý, A. & Sökmen, M.** (2004). Seasonal changes in antioxidant activity, total phenolic and anthocyanin constituent of the stems of two *Morus* species (*Morus alba* L. and *Morus nigra* L.). *Plant Growth Regulation* **44**, 251-256.
- Takano, J., Noguchi, K., Yasumori, M., Kobayashi, M., Gajdos, Z. Miwa, K., Hayashi, H., Yoneyama, T. & Fujiwara, T.** (2002). Arabidopsis boron transporter for xylem loading. *Nature* **420**, 337-340.
- Tamse, M.** (1995). Deposition of ash, slag and products of additive desulfurization from the power plant Sostanj into the barrier between the lakes Velenje and Druymirje. *Rudarsko-metalurški zbornik* **42**(1-2), 59-68.
- Tanaka, M. & Fujiwara, T.** (2008). Physiological roles and transport mechanisms of boron: perspectives from plants. *Pflügers Archiv European Journal of Physiology* **456**(4), 671-677.
- Tattini, M., Guidi, L., Morassi-Bonzi, L., Pinelli, P., Remorini, D., Del'Innocenti, E., Giordano, C., Massai, R. & Agati, G.** (2005). On the role of flavonoids in the integrated mechanisms of response of *Ligustrum vulgare* and *Phillyrea latifolia* to high solar radiation. *New Phytologist* **167**, 457-470.
- Tauchnitz, J. & Schnabel, R.** (1983). Effects of plants on the solubility of heavy metal ion compounds. *Hercynia* **20**, 332-335.

- Técher, D.**, Laval-Gilly, P., Bennasroune A., Henry, S., Martinez-Chois, C., D’Innocenzo, M. & Falla, J. (2012). An appraisal of *Miscanthus x giganteus* cultivation for fly ash revegetation and soil restoration. *Industrial Crops and Products* **36**, 427-433.
- Terry, N.**, Zayed, A.M., de Souza, M.P. & Tarun, A.S. (2000). Selenium in higher plants. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* **51**, 401-432.
- Terwelle, H.F.** & Slater, E.C. (1967). Uncoupling of respiratory chain phosphorylation by arsenate. *Biochimica et Biophysica Acta* **143**, 1-17.
- Terzić, A.**, Radojević, Z., Miličić, Lj., Pavlović, Lj. & Aćimović, Z. (2012). Leaching of the potentially toxic pollutants from composites based on waste raw material. *Chemical Industry & Chemical Engineering Quarterly* **18**(3), 373-383.
- Thao, N.** & Yanyun, Z. (2005). Retaining Green Pigments on Thermally Processed Peels on Green Pears. *Journal of Food Science* **70**, 568-574.
- Theis, T.L.** & Wirth, J.L. (1977). Sorptive Behavior of Trace Metals on Fly Ash in Aqueous Systems. *Environmental Science and Technology* **11**, 1096-1100.
- Thompson, J.R.**, Mueller, P.W., Fluckiger, W. & Rutter, A.J. (1984). The effect of dust on photosynthesis and its significance for roadside plants. *Environmental Pollution (Series A)* **34**, 171-190.
- Thomson, W.W.** & Liu L.L. (1967). Ultrastructural features of the salt gland of *Tamarix aphylla* L. *Planta* **73**, 201-220.
- Thoresby, P.** & Thornton, I. (1979). Heavy metals and arsenic in soil, pasture herbage and barely in some mineralised areas in Britain. In: Hemphill, D.D. (Ed.), *Trace Substances in Environmental Health Vol 3*, University of Missouri, Columbia, MO, p. 93-103.
- Tiffin, L.O.** (1972). Translocation of micronutrients in plants. In: Mortvedz, J.J., Giordano, P.M. & Lindsay, W.L. (Eds.), *Micronutrients in Agriculture*. Soil Science Society of America, Madison, WI, p. 199-229.
- Tisdale, S.L.**, Nelson, W.L. & Beaten, J.D. (1984). Zinc. In: *Soil Fertility and Fertilizers*, 4th MC Millan Publishing Company (Ed.), pp: 382-391.
- Tomasevic, M.**, Vukmirovic, Z., Rajsic, S., Tasic, M. & Stevanovic, B. (2005). Characterization of trace metal particles deposited on some deciduous tree leaves in an urban area. *Chemosphere* **61**, 753-760.

- Townsend, W.N.** & Gillham, E.W.F. (1975). Pulverized fuel ash as a medium for plant growth. In: Chadwick, M.J. & Goodman, G.T. (Eds.), *The ecology of resource degradation and renewal*. Blackwell Scientific, Oxford, UK, p. 287-304.
- Townsend, W.N.** & Hodgson, D.R. (1973). Edaphological problems associated with deposits of pulverized fuel ash. In: Hutnik, R.J. & Davis, G. (Eds.), *Ecology and Reclamation of Devasted Land*, vol. 1. Gordon and Breach, New York, p. 45-56.
- Tripathi, R.D.**, Vajpayee, P., Singh, N., Rai, U.N., Kumar, A., Ali, M.B., Kumar, B. & Yunis, M. (2004). Efficiency of various amendments for amelioration of fly-ash toxicity: growth performance and metal composition of *Casia siamea* Lamk. *Chemosphere* **54**, 1581-1588.
- Tucić, B.**, Vuleta, A. Manitašević-Jovanović, S. (2009). Protective function of foliar anthocyanins: In situ experiments on a sun-exposed population of *Iris pumila* L. (*Iridaceae*). *Polish Journal of Ecology* **57**(4), 779-783.
- Tucović, A.**, Isajev, V. & Šijačić-Nikolić, M. (2004). Sekundarni areal i ekofiziološke karakteristike *Amorpha fruticosa* L. u Srbiji. *Glasnik Šumarskog Fakulteta* **89**, 223-230.
- Turner, K.**, Lefler, L. & Freedman, B. (2005). Plant communities of selected urbanized areas of Halifax, Nova Scotia, Canada. *Landscape and Urban Planning* **71**, 191-206.
- Turner, R.R.** (1981). Oxidation state of arsenic in coal ash leachate. *Environmental Science & Technology* **15**, 1062-1066.
- Tuteja, N.** (2007). Mechanisms of high salinity tolerance in plants. *Methods in Enzymology* **428**, 419-438.
- USEPA** (United States Environmental Protection Agency) (1988). Rep. 530-SW-88-002. Wastes from combustion of coal by electric utility power plants, U.S. Government Print Office, Washington, DC.
- USEPA** (United States Environmental Protection Agency) (1994). Method 3051. Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges and oils, in Test Methods for Evaluating Solid Waste, SW 846, USEPA, Washington, DC.
- USEPA** (United States Environmental Protection Agency) (1996). Method 3052. Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices, in Test Methods for Evaluating Solid Waste, SW 846, USEPA, Washington, DC.

- USEPA** (United States Environmental Protection Agency) (1999). Integrated risk information system (IRIS) on chromium VI. National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development, Washington, DC.
- USEPA** (United States Environmental Protection Agency) (2002). Guidelines for the application of SEM/EDX analytical techniques to particulate matter samples. EPA-600/R-02-070, Washington, DC.
- Uzu, G.,** Sobanska, S., Sarret, G., Munoz, M. & Dumat, C. (2010). Foliar lead uptake by lettuce exposed to atmospheric fallouts. *Environmental Science and Technology* **44**, 1036-1042.
- Vajpayee, P.,** Rai, U.N., Choudhary, S.K., Tripathi, R.D. & Singh, S.N. (2000). Management of fly ash landfills with *Cassia surattensis* Burm: a case study. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **65**, 675-682.
- Van Assche, F. &** Clijesters, H. (1990). Effects of metals on enzyme activity in plants. *Plant, Cell and Environment* **13**, 195-206.
- Van Assche, F. &** Clijsters, H. (1986). Inhibition of photosynthesis in *Phaseolus vulgaris* by treatment with toxic concentration of Zn: effects on electron transport and photophosphorylation, *Physiologia Plantarum* **66**, 717-721.
- van der Hoek, E.E.,** Bonouvrie, P.A. & Comans, R.N.J. (1994). Sorption of As and Se on mineral components of fly ash: relevance for leaching processes. *Applied Geochemistry* **9**, 403-412.
- van der Sloot, H.A.** (1990). Leaching behavior of waste and stabilized waste materials: characterization for environmental assessment purposes. *Waste Management & Research* **8**, 215-228.
- van Hoewyk, D.** (2013). A tale of two toxicities: malformed selenoproteins and oxidative stress both contribute to selenium stress in plants. *Annals of Botany* **112**(6), 965-972.
- Vangronsveld, J.,** Herzig, R., Weyens, N., Boulet, J., Adriaensen, K., Ruttens, A. Thewys, T., Vassilev, A., Meers, E., Nehnevajova, E., van der Lelie, D. & Mench, M. (2009). Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: lessons from the field. *Environmental Science and Pollution Research* **16**, 765-794.
- Vardak, E.,** Cook, C.M., Lanaras, T., Sgardelis, S.P. & Pantis, J.D. (1995). Effect of dust from a limestone quarry on the photosynthesis of *Quercus coccifera*, and evergreen

- sclerophyllous shrub. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **54**, 414-419.
- Vassilev, S.V.** & Vassileva, C.G. (2006). A new approach for the classification of coal fly ashes based on their origin, composition, properties and behavior. *Fuel* **86**, 1490-1512.
- Vassilev, V.S.** & Braekman-Danheux, C. (1999). Characterization of refuse-derived char from municipal solid waste 2. Occurrence, abundance and source of trace elements. *Fuel Processing Technology* **59**, 135-161.
- Vassilev, V.S.** & Tascón, M.D.J. (2003). Methods for Characterization of Inorganic and Mineral Matter in Coal: A Critical Overview. *Energy & Fuels* **17**, 271-281.
- Vassilev, V.S.** & Vassileva, G.C. (2005). Methods for Characterization of Composition of Fly Ashes from Coal-Fired Power Stations: A Critical Overview. *Energy & Fuels* **19**, 1084-1098.
- Vogel-Mikus, K.**, Drobne, D. & Regvar, M. (2005). Zn, Cd and Pb accumulation and arbuscular mycorrhizal colonization of pennycress *Thlaspi praecox* Wulf. (*Brassicaceae*) from the vicinity of a lead mine and smelter in Slovenia. *Environmental Pollution* **133**, 233-242.
- Vratuša, V.** 1999. Istraživanje stepena zagađenosti zemljišta teškim metalima zelenih površina Beograda i okoline. Doktorska disertacija. Univerzitet u Beogradu, Beograd
- Walker, C.D.**, Graham, R.D. Madison, J.T., Cary, E.E. & Welch, R.M. (1985). Effects of Ni deficiency on some nitrogen metabolites in cowpeas (*Vigna unguiculata* L. Walp.). *Plant Physiology* **79**, 474-479.
- Walker, L.R.** & del Moral, R. (2009). Lessons from primary succession for restoration of severely damaged habitats. *Applied Vegetation Science* **12**, 55-67.
- Wallace, A.**, Soufi, S.M., Cha, J.W. & Romney, E.M. (1976). Some effects of chromium toxicity on bush bean plants grown in soil. *Plant and Soil* **44**, 471-473.
- Walsh, L.M.** & Keeney, D.R. (1975). Behaviour and phytotoxicity of inorganic arsenicals in soils. In: Woolson, E.A. (Ed.), *Arsenical Pesticides*, ACS, Washington, DC, p. 35-52.
- Wang, H.** & Jin, J.Y. (2005). Photosynthetic rate, chlorophyll fluorescence parameters and lipid peroxidation of maize leaves as affected by zinc deficiency. *Photosynthetica* **43**, 591-596.

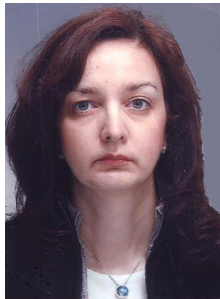
- Wang, J.R.**, Zhao, F.J., Meharg, A.A., Raab, A., Feldmann, J. & McGrath, S.P.(2002). Mechanisms of arsenic hyperaccumulation in *Pteris vittata*: arsenic species uptake kinetics and interaction with phosphate. *Plant Physiology* **130**, 1552-1561.
- Wang, J.Z.**, Tao, S.T., Qi, K.J., Wu, H.Q. & Zhang, S.L. (2011). Changes in photosynthetic properties and antioxidative system of pear leaves to boron toxicity. *African Journal of Biotechnology* **10**(85), 19693-19700.
- Ward, C.R.**, French, D., Jankowski, J., Dubikova, M., Li, Z. & Riley, K.W. (2009). Element mobility from fresh and long-stored acidic fly ashes associated with an Australian power station. *International Journal of Coal Geology* **80**, 224-236.
- Ward, C.R.**, French, D.H & Jankowski J. (2003). Comparative evaluation of leachability test methods and element mobility for selected Australian fly ash samples. Co-operative Research Centre for Coal in Sustainable Development, Technical Note 22 pp.<http://pandora.nla.gov.au/pan/64389/200808281328/www.ccsd.biz/publications/694.html>
- Ward, G.M.** (1978). Molybdenum toxicity and hypocuprosis in ruminants: a review. *Journal of Animal Science* **46**, 1078-1085.
- Waren, C.J.**, Evans, L.J. & Sheard, R.W. (1993). Release of some trace elements from sluiced fly ash in acidic soils with particular reference to boron. *Waste Management Research* **11**, 3-15.
- Warren, J.M.**, Bassman, J.H., Fellman, J.K., Mattinson, D.S. & Eigenbrode, S. (2003). Ultraviolet-B radiation alters phenolic salicylate and flavonoid composition of *Populus trichocarpa* leaves. *Tree Physiology* **23**, 527-535.
- Welch, R.M.** (1995). Micronutrient nutrition of plants. *Critical Reviews in Plant Science* **14**, 49-82.
- Welch, R.M.**, Webb, M.J. & Loneragan, J.F. (1982). Zink in membrane function and its role in phosphorus toxicity. In: Scaife A (Ed.), *Proceedings of the Ninth Plant Nutrition Colloquium*, Warwick, England, Commonwealth Agricultural Bureau, Farnham Royal, Bucks, p. 710-715.
- Wellburn, A.R.** (1994). The spectral determination of chlorophylls *a* and *b*, as well as total carotenoids using various solvents with spectrophotometers of different resolution. *Journal of Plant Physiology* **144**, 307-313.

- Wenrong, C.**, Xiaoe, Y., Zhenli, H., Ying, F. & Fenghong, H. (2008), Differential changes in photosynthetic capacity, 77 K chlorophyll fluorescence and chloroplast ultrastructure between Zn-efficient and Zn-inefficient rice genotypes (*Oryza sativa*) under low zinc stress *Physiologia Plantarum* **132**, 89-101.
- Westhoff, V.** & van der Maarel, E. (1973). The Braun-Blanquet approach. In: Whittaker, R.H. (Ed.), *Handbook of vegetation science V. Ordination and classification of communities*, Junk, The Hague, p. 617-726.
- Wilkinson, R.E.** & Ohki, K. (1988). Influence of manganese deficiency and toxicity on isoprenoid syntheses. *Plant Physiology* **87**, 841-846.
- Wilmanns, O.** (1985). On the significance of demographic processes in phytosociology, In White, J. (Ed.), *The population structure of vegetation*, Handbook of vegetation science. Part III, Springer Netherlands, p. 15-31.
- Wittbrodt, P.R.** & Palmer, C.D. (1996). Reduction of Cr(IV) by soil humic acids. *European Journal of Soil Science* **47**(1), 151-162.
- Woolhouse, H.W.** (1983). Toxicity and tolerance in the responses of plants to metals. In: Lange, O.L., Nobel, P.S., Osmond, C.B. & Zeigler, H. (Eds.), *Physiological Plant Ecology III. Responses to the chemical and biological environment*. Gottingen, A.P. & Harvard M.H.Z. (Eds.), *Encyclopedia of Plant Physiology*, Springer Verlag, Berlin, N.S. Vol. 12C, p. 245-300.
- Xu, G.**, Magen, H., Tarchitzky, J. & Kafkafi, U. (2000). Advances in chloride nutrition of plants. *Advances in Agronomy* **68**, 97-150.
- Xue T.L.**, Hartikainen H. & Piironen, V. (2001). Antioxidative and growth-promoting effect of selenium on senescing lettuce. *Plant and Soil* **237**, 55-61.
- Yamanaka, N.**, Oda, O. & Nagao, S. (1997). Prooxidant activity of caffeic acid, dietary non-flavonoid phenolic acid, on Cu²⁺-induced low density lipoprotein oxidation. *Federation of European of Biochemical Societies Letters* **405**, 186-190.
- Yan, S.Y.**, Zhou, Z.Y., Zou, L.N. & Qin, Y. (2011). Effect of drought stress on physiological and biochemical properties of *Amorpha fruticosa* seedlings. *Arid Zone Research* **28**(1), 139-145.
- Yazici, I.**, Türkan, I., Sekmen, A.H. & Demiral, T. (2007). Salinity tolerance of purslane (*Portulaca oleracea* L.) is achieved by enhanced antioxidative system, lower level of

- lipid peroxidation and proline accumulation. *Environmental and Experimental Botany* **61**, 49-57.
- Yermiyahu, U.**, Ben-Gal, A., Keren, R. & Redi, R.J. (2008). Combined effect of salinity and boron on plant growth and yield. *Plant and Soil* **304**, 73-87.
- Yruela, I.** (2005). Copper in plants. *Brazilian Journal of Plant Physiology* **17**(1), 145-156.
- Yudovich, Y.E.** & Kertis, M.P. (2005). Arsenic in coal: a review. *International Journal of Coal Geology* **61**, 141-196.
- Yudovich, Y.E.** & Kertis, M.P. (2006). Selenium in coal: a review. *International Journal of Coal Geology* **67**, 112-126.
- Yunus, M.**, Dwivedi, A.K., Kulshreshtha, K. & Ahmad, K.J. (1985). Dust loading on some common plants near Lucknow City. *Environmental Pollution Series B* **9**, 71-80.
- Yunusa, I.A.M.**, Eamus, D., DeSilva, D.L., Murray, B.R., Burchett, M.D., Skilbeck, G.C. & Heidrich, C. (2006). Fly-ash: an exploitable resource for management of Australian agricultural soils. *Fuel* **85**(16), 2337-2344.
- Zandi, M.** & Russell, N. (2007). Design of leaching test framework for coal fly ash accounting for environmental conditions. *Environmental Monitoring and Assessment* **131**, 509-526.
- Zayed, A.**, Lytle, C.M., Qian, J.H. & Terry, N. (1998b). Chromium accumulation, translocation and chemical speciation in vegetable crops. *Planta* **206**, 293-299.
- Zayed, A.M.**, Lytle, C.M. & Terry, N. (1998a). Accumulation and volatilization of different chemical species of selenium by plants. *Planta* **206**, 284-289.
- Zenk, M.H.** (1996). Heavy metal detoxification in higher plants-a review. *Gene* **179**, 21-30.
- Zevenbergen, C.**, Bradley, J.P., Van Reeuwijk, L.P., Shyam, A.K., Hjelmar, O. & Comans, R.N.J. (1999). Clay formation and metal fixation during weathering of coal fly ash. *Environmental Science and Technology* **33**, 3405-3409.
- Zhao, J.**, Shi, G. & Yuan, Q. (2008). Polyamines content and physiological and biochemical responses to ladder concentration of nickel stress in *Hydrocharis dubia* (Bl.) Backer leaves. *Biology of Metals* **21**, 665-674.
- Zhao, Z.**, Shahrour, I., Bai, Z., Fan, W., Feng, L & Li, H. (2013). Soils development in opencast coal mine spoils reclaimed for 1-13 years in the West-Northern Loess Plateau of China. *European Journal of Soil Biology* **55**, 40-46.

- Zheleva-Dimitrova, D.Z.** (2013). Antioxidant and acetylcholinesterase inhibition properties of *Amorpha fruticosa* L. and *Phytolacca americana* L. *Pharmacognosy Magazine* **9**(34), 109-113.
- Zikeli, S., Jahn, R. & Kastler, M.** (2002). Initial soil development in lignite ash landfills and settling ponds in Saxony-Anhalt, Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **165**, 530-536.
- Životić, M.M., Stojiljković, D.D., Jovović, M.A. & Čudić, V.V.** (2012). Mogućnost korišćenja pepela i šljake sa deponije termoelektrane “Nikola Tesla” kao otpada sa upotrebnom vrednošću. *Hemijska Industrija* **66**(3), 403-412.
- Zou, L.N., Zhou, Z.Y., Yan, S.Y. & Qin, Y.** (2011). Effect of salt stress on physiological and biochemical characteristics of *Amorpha fruticosa* seedlings. *Acta Pratacultured Sinica* **20**(3), http://en.cnki.com.cn/Journal_en/D-D050-cYXB-2011-03.htm

BIOGRAFIJA AUTORA



Olga A. Kostić rođena je 02.04.1966. god., u Beogradu. Studije na Šumarskom fakultetu Univerziteta u Beogradu, Institut za Šumarstvo, upisala je školske 1984/85. god., diplomirala 1993. god., sa ocenom 10 (deset), i stekla zvanje diplomirani inženjer šumarstva. U Odeljenju za Ekologiju Instituta za biološka istraživanja 'Siniša Stanković', Univerziteta u Beogradu, zaposlena je od 1994. god.

Poslediplomske studije na Šumarskom fakultetu Univerziteta u Beogradu, oblast Šumarstvo - Gajenje šuma, upisala je školske 1994/95. god., i položila sve ispite predviđene Planom i programom poslediplomskih studija sa prosečnom ocenom 9.86. U periodu od 1997-2002. god. koristila je porodiljsko odsustvo. Magistarsku tezu pod naslovom "Uticaj monokultura smrče i duglazije na pedogenezu i svojstva zemljišta na Maljenu" odbranila je 16.02.2008. god., na Šumarskom fakultetu Univerziteta u Beogradu. Zvanje istraživač saradnik stekla je 19.05.2008. god.

U okviru svoje naučno istraživačke delatnosti, učestvovala je u realizaciji tri naučna projekta finansiranih od strane Ministarstva za nauku i tehnologiju Republike Srbije, kao i Ministarstva nauke i životne sredine Republike Srbije. Trenutno je angažovana kao istraživač na projektu ON173018 (oblast Biologija) Ministarstva za prosvetu, nauku i tehnološki razvoj Republike Srbije, pod naslovom: 'Ekofiziološke adaptivne strategije biljaka u uslovima multipnog stresa' kojim rukovodi dr Pavle Pavlović, naučni savetnik Instituta za biološka istraživanja 'Siniša Stanković' Univerziteta u Beogradu. Takođe, angažovana je na projektu 'GLOBAQUA' Managing the effects of multiple stressors on AQUATIC ecosystems under water scarcity, FP7 programa EC br. 603629 (2014-2018), i projektu 'Potencijalni rizici od prisustva teških metala, radionuklida i organskih polutanata u zemljištu, vodama i hrani u rubnim delovima Grada Beograda', Sekretarijata za zaštitu životne sredine Grada Beograda, br. B-041 4011-22 (2013-2014).

Do sada je objavila 44 bibliografske jedinice: 1 poglavlje u monografiji međunarodnog značaja, 19 naučnih radova u časopisima međunarodnog značaja, 4 rada u časopisima nacionalnog značaja, 20 saopštenja na naučnim skupovima međunarodnog i nacionalnog značaja. Prema Science Citation Index-u ima 73 citata.

Član je Srpskog biološkog društva od 1996.

Прилог 1.

Изјава о ауторству

Потписани-а Олга А. Костић

број уписа _____

Изјављујем

да је докторска дисертација под насловом

Екофизиолошке карактеристике хеких дрвенстих врста билјака и њихов

потенцијал за ревитализацију депоније пепела термоелектрана

- резултат сопственог истраживачког рада,
- да предложена дисертација у целини ни у деловима није била предложена за добијање било које дипломе према студијским програмима других високошколских установа,
- да су резултати коректно наведени и
- да нисам кршио/ла ауторска права и користио интелектуалну својину других лица.

Потпис докторанда

У Београду, _____

Костић Олга

Прилог 2.

Изјава о истоветности штампане и електронске верзије докторског рада

Име и презиме аутора Олга А. Костић

Број уписа

Студијски програм

Наслов рада: Екофизиолошке карактеристике неких дрвенастих врста биљака и њихов
потенцијал за ревитализацију депоније пепела термоелектрана

Ментори: др Милан Кнежевић, редовни професор Универзитета у Београду-
Шумарског факултета и
др Павле Павловић, научни саветник Института за биолошка истраживања
„Синиша Станковић“, Универзитета у Београду

Потписани Олга А. Костић

изјављујем да је штампана верзија мог докторског рада истоветна електронској верзији коју сам предао/ла за објављивање на порталу **Дигиталног репозиторијума Универзитета у Београду**.

Дозвољавам да се објаве моји лични подаци везани за добијање академског звања доктора наука, као што су име и презиме, година и место рођења и датум одбране рада.

Ови лични подаци могу се објавити на мрежним страницама дигиталне библиотеке, у електронском каталогу и у публикацијама Универзитета у Београду.

Потпис

докторанда

У Београду, _____

Костић Олга

Прилог 3.

Изјава о коришћењу

Овлашћујем Универзитетску библиотеку „Светозар Марковић“ да у Дигитални репозиторијум Универзитета у Београду унесе моју докторску дисертацију под насловом:

Екофизиолошке карактеристике неких дрвенстих врста биљака и њихов потенцијал за ревитализацију депоније пепела термоелектрана

која је моје ауторско дело.

Дисертацију са свим прилозима предао/ла сам у електронском формату погодном за трајно архивирање.

Моју докторску дисертацију похрањену у Дигитални репозиторијум Универзитета у Београду могу да користе сви који поштују одредбе садржане у одабраном типу лиценце Креативне заједнице (Creative Commons) за коју сам се одлучио/ла.

1. Ауторство
2. Ауторство - некомерцијално
3. Ауторство – некомерцијално – без прераде
4. Ауторство – некомерцијално – делити под истим условима
5. Ауторство – без прераде
6. Ауторство – делити под истим условима

(Молимо да заокружите само једну од шест понуђених лиценци, кратак опис лиценци дат је на полеђини листа).

Потпис докторанда

У Београду, _____

Косовић Олига

1. Ауторство - Дозвољавате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце, чак и у комерцијалне сврхе. Ово је најслободнија од свих лиценци.

2. Ауторство – некомерцијално. Дозвољавате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела.

3. Ауторство - некомерцијално – без прераде. Дозвољавате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, без промена, преобликовања или употребе дела у свом делу, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела. У односу на све остале лиценце, овом лиценцом се ограничава највећи обим права коришћења дела.

4. Ауторство - некомерцијално – делити под истим условима. Дозвољавате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце и ако се прерада дистрибуира под истом или сличном лиценцом. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела и прерада.

5. Ауторство – без прераде. Дозвољавате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, без промена, преобликовања или употребе дела у свом делу, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца дозвољава комерцијалну употребу дела.

6. Ауторство - делити под истим условима. Дозвољавате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце и ако се прерада дистрибуира под истом или сличном лиценцом. Ова лиценца дозвољава комерцијалну употребу дела и прерада. Слична је софтверским лиценцама, односно лиценцама отвореног кода.