

УНИВЕРЗИТЕТ У БЕОГРАДУ

ШУМАРСКИ ФАКУЛТЕТ

Јелена Д. Урошевић

**ИСТРАЖИВАЊЕ ФИТОРЕМЕДИЈАЦИОНОГ  
И ЕНЕРГЕТСКОГ ПОТЕНЦИЈАЛА  
РАЗЛИЧИТИХ КЛОНОВА ВРБА (*Salix sp.*)**

докторска дисертација

Београд, 2024. године

UNIVERSITY OF BELGRADE

FACULTY OF FORESTRY

Jelena D. Urošević

**INVESTIGATION OF THE  
PHYTOREMEDIATION AND ENERGY  
POTENTIAL OF DIFFERENT WILLOW  
CLONES (*Salix* sp.)**

Doctoral Dissertation

Belgrade, 2024

## ПОДАЦИ О МЕНТОРУ И ЧЛАНОВИМА КОМИСИЈЕ

### **Ментори:**

Др Душан Јокановић, *ванредни професор, Универзитет у Београду, Шумарски факултет*

Др Драгица Станковић, *научни саветник, Универзитет у Београду - Институт за мултидисциплинарна истраживања*

### **Чланови комисије:**

Др Мирјана Шијачић-Николић, *редовни професор Универзитет у Београду, Шумарски факултет*

Др Бранко Стајић, *редовни професор Универзитет у Београду, Шумарски факултет*

Др Зоран Милетић, *научни саветник, Институт за шумарство, Београд*

Датум одбране

## РЕЧ ЗАХВАЛНОСТИ

Највећу захвалност дугујем својој менторки, др Драгици Станковић, научном саветнику Института за мултидисциплинарна истраживања Универзитета у Београду. Професорка, наизмерно Вам хвала за уложен огроман напор у току мојих целокупних докторских студија. За мене сте били више од ментора јер сте ми учинили част да, радећи са Вама, себе развијам не само у научном и стручном смислу, већ и као личност. Сваки тренутак проведен са Вама је била привилегија и неизмерно сам Вам захвална на томе.

Изузетну захвалност изражавам и свом ментору др Душану Јокановићу, ванредном професору Шумарског факултета Универзитета у Београду, на великој научној и стручној помоћи, као и низу добронамерних сугестија и предлога који су побољшали квалитет ове дисертације.

Захваљујем се члановима комисије на добронамерним сугестијама које су у значајној мери унапредиле докторску дисертацију: др Мирјани Шијачић-Николић, редовном професору Шумарског факултета Универзитета у Београду, др Бранку Стајићу, редовном професору Шумарског факултета Универзитета у Београду и др Зорану Милетићу, научном саветнику Института за Шумарство.

Осим као члану комисије, др Зорану Милетићу желим да се захвалим за подршку још од почетка мојих докторских студија. Неизмерно сам Вам захвална на указаном поверењу.

Посебно се захваљујем професору др Боривоју Крстићу на великој научној и стручној помоћи коју ми је пружио од самог почетка експеримента, па све до израде саме дисертације, као и професору др Олегу Родкину, директору Интернационалног Сахаровог еколошког института у Минску на добронамерним сугестијама које ми је несебично пружио.

Нарочиту захвалност изражавам др Љубинку Ракоњцу, научном саветнику Института за шумарство који ми је омогућио да урадим анализе у лабораторији института и који ми је пружио велику подршку у раду још од моје прве године докторских студија.

Такође, посебну захвалност дугујем др Филипу Јовановићу, др Милану Боришеву и др Горану Тривану који су ми пружили помоћ у великом делу израде дисертације како саветима и сугестијама тако и конкретним практичним радом.

Захваљујем се др Војину Тадићу на саветима из области Физиологије и молекуларне биологије биљака, као и на конкретној помоћи током обраде и интерпретације резултата инкорпорираним у ову докторску дисертацију.

Желим да се захвалим и колегама из ЕПС АД Миодрагу Нешковићу, Милу Шаули, Јасмини Димитријевић и Сузани Арсенијевић, као и целокупном колективу лабораторије у Преради РБ Колубара на несебичној помоћи у изради дела лабораторијских анализа.

Посебну захвалност дугујем Биљани Маринов на корисним саветима.

Својој породици сам захвална на стрпљењу и подршци која ми је много значила.

Свом супругу Драгану сам наизмерно захвална за стрпљење и пожртвованост током свих ових година. Хвала ти Бебо што си веровао у мене, понекад и више од мене саме. Довољно захвалности за све ово ти никада нећу моћи изразити.

УНИВЕРЗИТЕТ У БЕОГРАДУ - ШУМАРСКИ ФАКУЛТЕТ  
КЉУЧНА ДОКУМЕНТАЦИОНА ИНФОРМАЦИЈА

Редни број (РББ)	
Идентификациони број (ИБР)	
Тип документације (ТД)	Монографска публикација
Тип записа (ТЗ)	Текстуални штампани материјал
Врста рада (ВР)	Докторска дисертација
Аутор (АУ)	Јелена Урошевић, дипломирани хемичар Хемијског факултета Универзитета у Београду, мастер физикохемичар, студент докторских струдија на Шумарском факултету, оцена 9,80
Ментор (МН)	Др Душан Јокановић, ванредни професор, Универзитет у Београду, Шумарски факултет Др Драгица Станковић, научни саветник, Универзитет у Београду - Институт за мултидисциплинарна истраживања
Наслов рада (НР)	Истраживања фиторемедијационог и енергетског потенцијала различитих различитих клонова врба ( <i>Salix</i> sp.)
Језик публикације (ЈП)	Српски / ћирилица
Језик извода (ЈИ)	Српски / енглески
Земља публикавања (ЗП)	Република Србија
Географско подручје (ГП)	Србија
Година издавања (ГИ)	2024
Издавач (ИЗ)	Ауторски репринт
Место издавања и адреса (МА)	11030 Београд, Кнеза Вишеслава 1
Физички обим рада (ФО) (број поглавља/страна/литературних цитата/табела/прегледа/графикона/дијаграма/шема/карата/фототаблица/прилога)	8 поглавља, 162 стране, 333 лит. навода, 97 табела, 90 слика.
Научна област (НО)	Шумарство
Научна дисциплина (ДИС)	Семенарство, расадничарство и пошумљавање
Предметна одредница/Кључне речи (ПО)	Генотипови врба, биологија генотипова, фиторемедијација, садржај тешких метала, енергетска ефикасност, угаљ, косагоревање.
УДК	
Чува се (ЧУ)	Библиотека Шумарског факултета, Кнеза Вишеслава 1, 11030 Београд
Важна напомена (ВН)	Нема
Извод (ИЗ)	Један од најважнијих проблема у будућности, како код нас, тако и у свету је обезбеђеност енергетским ресурсима. Традиционални извори енергије, као што су нафта и угаљ, имају веома штетан утицај на животну средину, пре свега CO <sub>2</sub> и условљавају тражење

	<p>алтернативних извора енергије. Биоенергија је једна од могућности која се може се добити из различитих извора биомасе. Један од извора је и гајење брзорастућих лишћара кратке опходње, који дају велику количину биомасе по хектару, а поред тога се користе и за заштиту водних и земљишних ресурса као буферне зоне. Велика предност брзорастућих лишћара, у првом реду врба и топола, је што се могу користити и за рекултивацију станишта загађених разним агенсима, као на пример тешких метала. Сврха истраживања су плантације 4 клона врба и то 3 клона <i>Salix alba</i> и 1 клон <i>Salix viminalis</i> на два станишта. Праћени су: морфолошки, анатомски, физиолошки параметри, садржај тешких метала, енергетски и други показатељи. Оглед је постављен у расаднику Шумарског факултета са 4 клона: <i>Salix alba</i> – клон Б-44; клон 347; клон НС 73/6 и <i>Salix viminalis</i> „кошараста“ врба, на два типа станишта. Опште прихваћеним методама истраживана су хемијска својства земљишта, физиолошки показатељи биљака, њихове морфолошке и анатомске карактеристике, интензитет фотосинтезе, водни статус биљака, садржај тешких метала у вегетативним органима биљака и енергетске ефикасности добијене биомасе. Добијени подаци су статистички обрађени употребом програма Microsoft Excel и DSAASTAT (верзија 1.101.), ANOVA тестом и Fisher-овим post-hoc тестом за ниво значајности од 95% (<math>p &lt; 0.05</math>) и другим методама.</p> <p>Добијени резултати указују на постојање ралика, како између клонова, тако и зависно од типа станишта на којем су гајени. Клонови се разликују по степену екстракције метала. У циљу побољшања енергетске ефикасности угља – лигнита, на основу података о калоријској вредности, коришћена су три узорка угља узета са три различита локалитета и косагоревана са биомасом четири клона врба у различитим уделитема (5%, 10%, 15% и 20%). Резултати указују да је производња енергије економски највише исплатива уколико се врши косагоревање лигнита и 5-10% биомасе.</p> <p>Резултати истраживања доприносе познавању могућности коришћења различитих генотипова врба за фиторемедијацију земљишта и подупиру претпоставку да постоје разлике између генотипова врба у способности фитоекстракције одређених тешких метала из земљишта, што би требало узети у обзир приликом одабира генотипова врба за фиторемедијацију земљишта контаминираних тешким металима.</p>
Датум прихватања теме (ДП)	Одлука ННВ Шумарског факултета, бр. 03-1604/1 од 24.02.2023. године, Одлука Већа Научних области Биотехничких наука, Универзитета у Београду, бр.

	61206-818/2-23 од 14.03.2023. године
Датум одбране (ДО)	
Комисија за оцену (КО)	Др Мирјана Шијачић-Николић, редовни професор Универзитет у Београду, Шумарски факултет Др Бранко Стајић, редовни професор Универзитет у Београду, Шумарски факултет Др Зоран Милетић, научни саветник, Институт за шумарство, Београд

KEY WORDS DOCUMENTATION

Accession number ( NO)	
Identification number (INO)	
Document type (DT)	Monographic publication
Type of record (TR)	Textual printed document
Contains code (CC)	Ph.D. thesis
Author (AU)	MSc Jelena Urošević
Mentor (MN)	Dr Dušan Jokanović, Associate professor University of Belgrade, Faculty of Forestry Dr Dragica Stanković, full research professor University of Belgrade - Institute for Multidisciplinary Research
Title (TI)	Investigation of the phytoremediation and energy potential of different willow clones ( <i>Salix</i> sp.)
Language of text (LT)	Serbian / Cyrillic alphabet
Language of abstract (LA):	Serbian / English
Country of publication (CP)	Republic of Serbia
Locality of publication (LP)	Serbia
Publication year (PY)	2024
Publisher	Author's reprint
Publication place (PL)	11030 Belgrade, 1 Kneza Višeslava
Physical description (PD) (number of chapters/pages /citations /tables /reviews/charts/diagrams/scheme/maps/images/annexes)	8 chapters, 162 pages, 333 references, 97 tables, 90 figures
Science field (SF)	Forestry
Science discipline (SD)	Seed Science, Nursery Practice and Afforestation
Subject/Key words (CX)	Willow genotypes, biology of genotypes, phytoremediation, heavy metals, energy efficiency, coal, co-combustion
UDC	
Holding data (HD)	Library of Faculty of Forestry, Kneza Višeslava 1, 11030 Belgrade, R. Serbia
Note (N)	None
Abstract (AB)	One of the most important problems in the future, both in our country and in the world, is the provision of energy resources. Traditional energy sources, such as oil and coal, have a great impact on the environment, especially CO2 condition the search for alternative sources of energy. Bioenergy is one of the possibilities that can be obtained



from different sources of biomass. One of the sources is the cultivation of fast-growing short-rotation deciduous trees, which give a large amount of biomass per hectare and are also used for the protection of water and land resources as a buffer zone. A big advantage of fast-growing deciduous trees, primarily willows and poplars, is that they can also be used for the recultivation of habitats polluted by various agents, such as heavy metals. The purpose of the research is the plantation of 4 clones of willows, namely 3 clones of *Salix alba* and 1 clone of *Salix viminalis* in two habitats. The following were monitored: morphological, anatomical, physiological parameters, heavy metal content, energy and other indicators such as the content of heavy metals. The experiment was set up at the site of the Faculty of Forestry with clones: *Salix alba* - clone B-44; clone 347; clone NS 73/6 and *Salix viminalis* "basket" willow in two types of habitats. Adequate methods were used to investigate the chemical properties of the soil, physiological indicators of plants, ie. morphological, anatomical characteristics, photosynthesis intensities, water status of plants, heavy metal content in vegetative organs of plants and the energetic efficiency of the obtained biomass. The obtained data were statistically processed using Microsoft Excel and DSAASTAT (version 1.101), ANOVA test and Fisher's post-hoc test for a significance level of 95% ( $p < 0.05$ ) and other statistical methods.

The obtained results indicate that there are differences between the clones and that the control plants differ from the plants grown on the soil loaded with heavy metals. Clones differ in the level of metal extraction. In order to improve the energetic efficiency of coal-lignite, based on calorific value data, three samples of coal taken from three different locations were used and co-

	<p>burned with the biomass of four willow clones in different proportions (5%, 10%, 15% and 20%). The results indicate that the production of energy is economically most profitable if the co-burning of lignite and 5-10% of biomass is carried out.</p> <p>The research results contribute to the knowledge of the possibility of using different willow genotypes for soil phytoremediation and support the assumption that there are differences between willow genotypes in the ability to phytoextract certain heavy metals from soil, which should be taken into account when choosing willow genotypes for soil phytoremediation contaminated with heavy metals.</p>
Accepted by scientific board on (ACB)	Decision of Academic-Scientific Council of Faculty of Forestry, No. 03-1604/1 from 24.02.2023., Decision of Professional Board of Biotechnical Sciences, No. 61206-818/2-23 from 14.03.2023.
Defended on (DE)	
Thesis defend board (DB)	<p>Dr Mirjana Šijačić-Nikolić, full professor, Faculty of Forestry – University of Belgrade</p> <p>Dr Branko Stajić, full professor, Faculty of Forestry – University of Belgrade</p> <p>Dr Zoran Miletić, full research professor, Institute of Forestry, Belgrade</p>

## Истраживање фиторемедијационог и енергетског потенцијала клонова врба (*Salix* sp.)

### Сажетак

**Увод:** Данас, а самим тим и у будућности, један од великих проблема, како код нас, тако и у свету су пре свега, еколошки проблеми, који су све видљивији, услед емисије штетних гасова, загађења и уништавања шумских екосистема, прекомерне потрошње горива, и смањења биодиверзитета. Оно што је веома значајно је и то што је увелико почела да се буди свест не само у научним круговима него и међу обичним људима о неопходности глобалних процеса, да се ови негативни трендови ограниче, а последице умање и санирају. У циљу санације загађених станишта све више се примењују дрвенасте врсте пре свега брзорастући лишћари.

Предност брзорастућих лишћара, у првом реду врба, је што се могу користити за фиторемедијацију, односно рекултивацију станишта загађених различитим загађивачима, па тако и тешким металима, а са друге стране плантажно гајењем дрвенастих брзорастућих лишћара, може се обезбедити велика количина биомасе по хектару, ради добијања биоенергије. Такође, неизоставно је нагласити да велика улога ових биљака је, ако се користе за заштиту водних и земљишних ресурса и/или као буфер зоне.

Један од загађивача су и тешки метали. Тешки метали се могу наћи у свим медијумима животне средине (води, ваздуху и земљишту) као резултат различитих видова људских активности.

Сврха ових истраживања огледа се у анализи 4 клона врба и то: 3 клона *Salix alba* и 1 клон *Salix viminalis* гајених на два станишта. Праћени су: морфолошки, анатомски, физиолошки параметри, садржај тешких метала, енергетски и други показатељи.

Традиционални извори енергије, као што су нафта и угаљ, имају веома штетан утицај на животну средину, пре свега CO<sub>2</sub> и условљавају тражење алтернативних извора енергије. Биоенергија је једна од могућности која се може се добити из различитих извора биомасе.

**Материјал и метод рада:** Оглед је постављен у расаднику Шумарског факултета са 4 клона: *Salix alba* – клон Б-44; клон 347; клон НС 73/6 и *Salix viminalis* „кошараста“ врба, на два типа станишта, неоптерећеног и оптерећеног тешким металима. Опште прихваћеним методама истраживана су хемијска и физичка својства земљишта, физиолошки показатељи биљака, њихове морфолошке и анатомске карактеристике, интензитет фотосинтезе, водни статус биљака, садржај тешких метала у корену, стаблу и листу и енергетска ефикасност биомасе врба.

Статистичке анализе су изведене у рачунарском програмима Microsoft Excel, Dsaastat (верзија 1.101.) Statistica 8.0 (StatSoft Inc. 2001) и 12 (StatSoft, Inc. 2012), као и Statgraphics Centurion XVI.I (2009; Statpoint Technologies, Inc., Warrenton, VA, USA).

**Добијени резултати:** Добијени резултати указују на постојање ралика, како између клонова, тако и зависно од типа станишта на којем су биљке гајене. Клонови се разликују по степену екстракције метала. Посебан део истраживања односи се на истраживање побољшања енергетске ефикасности угља – лигнита додатком биомасе. На основу података о

калоријској вредности, коришћена су три узорка угља, узета са три различита локалитета и косагоревана са биомасом четири клона врба у различитим уделима и то : 5%, 10%, 15% и 20%.

**Закључак:** На основу добијених резултата се може закључити да су за фиторемедијацију тешких метала и принос биомасе, међу анализираним клоновима, најперспективнији III и IV клон (*Salix alba*). Резултати указују да побољшање калоријске вредности лигнита у највећој мери зависи од узорка угља и удела биомасе, а најмање зависи од генотипа. Економски је исплатив када је удео биомасе врба од 5-10%.

Резултати истраживања доприносе познавању могућности коришћења различитих генотипова врба за фиторемедијацију земљишта и могућности коришћења за потребе биоенергије.

**Кључне речи:** Фиторемедијација, енергетска ефикасност, врбе, клонови, косагоревање.

## Investigation of the phytoremediation and energy potential of different willow clones (*Salix* sp.)

### Summary

**Introduction:** Today, and therefore in the future, one of the big problems, both in our country and in the world, are primarily environmental problems, which are increasingly visible, due to the emission of harmful gases, pollution and destruction of forest ecosystems, excessive fuel consumption, and reduction of biodiversity. What is very significant is that awareness has begun to rise not only in scientific circles but also among ordinary people about the necessity of starting global processes to limit these negative trends and reduce and rehabilitate the negative consequences. To rehabilitate polluted habitats, woody species are increasingly used, primarily fast-growing deciduous ones.

The advantage of fast-growing deciduous trees, primarily willows, is that they can be used for phytoremediation, i.e. recultivation of habitats polluted by various pollutants, including heavy metals, and on the other hand, plantation cultivation of woody fast-growing deciduous trees can provide a large amount of biomass per hectare, for obtaining the bioenergy. Also, it is essential to emphasize that the great role of these plants is their usage for protecting water and land resources and/or as a buffer zone.

One of the pollutants is heavy metals. Heavy metals can be found in all environmental media (water, air and soil) as a result of various types of human activities.

The purpose of this research is reflected in the analysis of 4 willow clones: 3 *Salix alba* clones and 1 *Salix viminalis* clone grown in two habitats. The following were monitored: morphological, anatomical, physiological parameters, heavy metal content, energy, and other indicators.

Traditional sources of energy, such as oil and coal, have a very harmful effect on the environment, primarily CO<sub>2</sub>, and condition the search for alternative sources of energy. Bioenergy is one of the possibilities that can be obtained from different sources of biomass.

Material and work method: The experiment was set up in the nursery of the Faculty of Forestry with 4 clones: *Salix alba* - clone B-44; clone 347; clone NS 73/6 and *Salix viminalis* "basket" willow, in two types of habitats, unloaded and loaded with heavy metals. The chemical and physical properties of soil, physiological indicators of plants, their morphological and anatomical characteristics, the intensity of photosynthesis, water status of plants, the content of heavy metals in root, stem and leaf, and energy efficiency of willow biomass were investigated using generally accepted methods.

The obtained results were statistically processed using Microsoft Excel and DSAASTAT (version 1.101), STATISTICA 8.0 (StatSoft Inc. 2001) и 12 (StatSoft, Inc. 2012), као и STATGRAPHICS CENTURION XVI.I (2009; Statpoint Technologies, Inc., Warrenton, VA, USA).

**Obtained results:** The obtained results indicate the existence of differences, both between clones, and depending on the type of habitat where the plants were grown. Clones differ in the degree of metal extraction. A particular part of the research refers to the research on improving the energy efficiency of coal-lignite with the addition of biomass. Based on calorific value data, three coal samples were used, taken from three different locations, and co-burned with the biomass of four willow clones in different proportions: 5%, 10%, 15% and 20%.

**Conclusion:** Based on the obtained results, it can be concluded that for phytoremediation of heavy metals and biomass yield, among the analyzed clones, clones III and IV (*Salix alba*) are the most promising. The results indicate that the improvement of the calorific value of lignite depends to the greatest extent on the coal sample and biomass share, and the least depends on the genotype. The economically profitable share of willow biomass is up to 5-10%. The results of the research contribute to the knowledge of the possibility of using different willow genotypes for soil phytoremediation and the possibility of using them for bioenergy needs.

Key words: Phytoremediation, energy efficiency, willows, clones, co-combustion

## САДРЖАЈ

<b>1. УВОД</b> .....	1
1.1. Биологија иститиваних клонова врба.....	4
1.2. Фиторемедијација.....	5
1.3. Фитоекстракција.....	7
1.4. Фитодеградација.....	8
1.5. Фитостимулација.....	9
1.6. Фитостабилизација.....	9
1.7. Фитоволатизација.....	9
1.8. Предности и недостаци фиторемедијације.....	10
1.9. Биљке као хиперакумулатори.....	11
1.10. Енергетски потенцијали плантажа.....	13
<b>2. ЦИЉ ИСТРАЖИВАЊА И ОСНОВНЕ ХИПОТЕЗЕ</b> .....	15
2.1. Спрецифични циљеви.....	15
2.2. Основне хипотезе.....	15
<b>3. ПРЕГЛЕД ДОСАДАШЊИХ ИСТРАЖИВАЊА</b> .....	17
<b>4. МАТЕРИЈАЛ И МЕТОД РАДА</b> .....	22
4.1. Биљни материјал.....	22
4.2. Постављање огледа.....	22
4.3. Анализа физичких и хемијских својстава земљишта.....	23
4.4. Морфолошки, анатомски и физиолошки показатељи.....	24
4.4.1. Морфолошки показатељи.....	24
4.4.2. Анатомски показатељи.....	24
4.4.3. Фотосинтетски показатељи.....	25
4.5. Анализа концентрације тешких метала у биљним органима.....	25
4.6. Анализе калоријских вредности биомасе различитих клонова и различитих узорака лигнита.....	25

4.6.1. Калоријске вредности истраживаних клонова врба.....	26
4.6.2. Калоријске вредности узорака угља.....	26
4.7. Анализе калоријских вредности смеше биомасе и узорака угља.....	26
4.8. Статистичка обрада података.....	26
<b>5. РЕЗУЛТАТИ ИСТРАЖИВАЊА И ДИСКУСИЈА.....</b>	<b>28</b>
5.1. Анализа карактеристика земљишта.....	28
5.1.1. Физичке карактеристике земљишта.....	28
5.1.2. Хемијске карактеристике земљишта.....	29
5.2. Анализа биљака.....	30
5.2.1. Висински прираст-висина биљака.....	31
5.2.2. Пречник биљака.....	33
5.2.3. Лисна површина.....	35
5.3. Анатоомски показатељи.....	41
5.4. Фотосинтетски показатељи.....	46
5.4.1. Интензитет фотосинтезе (A).....	47
5.4.2. Стоматерна проводљивост.....	48
5.4.3. Интерцелуларна концентрација CO <sub>2</sub> .....	49
5.4.4. Интензитет транспирације.....	50
5.4.5. Ефикасност коришћења воде.....	52
5.4.5.1. Ендогена ефикасност коришћења воде.....	53
5.5. Варијабилност концентрације тешких метала у земљишту и биљним органима..	54
5.5.1. Садржај тешких метала у земљишту.....	55
5.5.2. Садржај никла (Ni) у земљишту и биљним органима.....	57
5.5.3. Садржај бакра (Cu) у земљишту и биљним органима.....	63
5.5.4. Садржај кадмијума (Cd) у земљишту и биљним органима.....	69
5.5.5. Садржај хрома (Cr) у земљишту и биљним органима.....	76
5.5.6. Садржај олова (Pb) у земљишту и биљним органима.....	83



5.5.7. Садржај арсена (As) у земљишту и биљним органима.....	89
5.5.8. Укупан преглед садржаја тешких метала у корену, стаблу и листу .....	95
5.6. Варијабилност енергетских потенцијала плантажа.....	99
5.6.1. Одређивање садржаја укупне влаге у узорцима врба .....	99
5.6.2. Одређивање садржаја укупне влаге у узорцима угља .....	100
5.6.3. Одређивање садржаја пепела у узорцима врба .....	101
5.6.4. Одређивање садржаја пепела у узорцима угља.....	102
5.6.5. Варијабилност калоријских вредности врба.....	102
5.6.6. Варијабилност калоријских вредности угља .....	107
5.6.7. Варијабилност енергетске ефикасности биомасе у косагоревању са лигнитом	108
5.6.7.1. Одређивање калоријских вредности неконтаминиране и контаминиране биомасе I клона и угља U1 .....	109
5.6.7.2. Одређивање калоријских вредности неконтаминиране и контаминиране биомасе I клона и угља U2 .....	111
5.6.7.3. Одређивање калоријских вредности неконтаминиране и контаминиране биомасе I клона и угља U3 .....	113
5.6.7.4. Одређивање калоријских вредности неконтаминиране и контаминиране биомасе II клона и угља U1 .....	115
5.6.7.5. Одређивање калоријских вредности неконтаминиране и контаминиране биомасе II клона и угља U2 .....	117
5.6.7.6. Одређивање калоријских вредности неконтаминиране и контаминиране биомасе II клона и угља U3 .....	120
5.6.7.7. Одређивање калоријских вредности неконтаминиране и контаминиране биомасе III клона и угља U1.....	122
5.6.7.8. Одређивање калоријских вредности неконтаминиране и контаминиране биомасе III клона и угља U2.....	124
5.6.7.9. Одређивање калоријских вредности неконтаминиране и контаминиране биомасе III клона и угља U3.....	126
5.6.7.10. Одређивање калоријских вредности неконтаминиране и контаминиране биомасе IV клона и угља U1.....	128

5.6.7.11. Одређивање калоријских вредности неконтаминиране и контаминиране биомасе IV клона и угља U2.....	130
5.6.7.12. Одређивање калоријских вредности неконтаминиране и контаминиране биомасе IV клона и угља U3.....	133
<b>6. ЗАКЉУЧАК.....</b>	<b>143</b>
<b>7. ЛИТЕРАТУРА.....</b>	<b>147</b>

## 1. УВОД

Донедавно је појам фиторемедијација био веома мало познат или скоро непознат, а заштита и загађивање животне средине је била актуелна само у научним круговима. Међутим, данас је заштита животне средине ушла у све поре друштвеног живота. Развој друштва, а посебно индустрије, саобраћаја и урбанизација, довели су до повећања штетних материја, у свим деловима животне средине. Само загађење животне средине је узроковано повећањем штетних материја како у земљишту, тако и у ваздуху и води, а самим тим и у биљкама и храни коју човек користи.

Постоји велики број разноврсних полутаната који се у природи јављају у различитим концентрацијама, а великим делом, као последица антропогеног деловања. Негативна страна индустријализације је присуство значајних количина полутаната у средини која нас окружује. У групу полутана спадају и тешки метали који представљају елементе чији атоми имају густину већу од  $5 \text{ g/cm}^3$  (Mudhoo, Kumar, 2013). У зависности од сопствених карактеристика, одређени тешки метали у ниским концентрацијама могу да буду и корисни за биљке, док њихова заступљеност у већим концентрацијама представља опасност за опстанак биљака. У највећем броју случајева, тешки метали су штетни по биљку, чак и у веома малим концентрацијама. Ако се узме у обзир да биљке нису у могућности да увек селективно усвајају одређене елементе, само присуство тешких метала у земљишту представља директну претњу по њихов опстанак. Гомилање и концентровање тешких метала у земљишту, води и атмосфери последица је природних литогених и педогених процеса, али највећи извори тешких метала су антропогеног порекла (Kastori et al., 1996). Другим речима, загађење које тешки метали узрокују, а које је кумулативног карактера, представља озбиљну претњу како животној средини, тако и самом човеку. Веома често потреба за профитом представља примат у односу на далекосежне негативне последице које проистичу од дејства тешких метала на природу и самог човека. Највећа загађења проузрокују метали и металоиди као што су: арсен (As), кадмијум (Cd), хром (Cr), бакар (Cu), олово (Pb), никл (Ni), жива (Hg), селен (Se), сребро (Ag), цинк (Zn), алуминијум (Al), цезијум (Cs), кобалт (Co), манган (Mn), молибден (Mo), стронцијум (Sr) и уранијум (U) (Mc Intyre, 2003), независно од начина постанка.

Негативан утицај тешких метала на животну средину је многострук, посебно, јер су у питању елементи који се не могу трајно уништити, већ само дислоцирати из једног станишта у друго. Уколико се изостави ремедијација, то за последицу може имати њихову велику акумулацију током временског периода и проузроковати озбиљно угрожавање животне средине.

Успешна привреда, која је показатељ напретка друштва, подразумева постојање значајног броја фабрика и других постројења који, поред тешких метала, емитују и гасове стаклене баште, узрокујући климатске промене. Производња електричне енергије употребом фосилних горива има за последицу емисију велике количине полутаната који озбиљно нарушавају животну средину.

Није познато када су биљке први пут коришћене за уклањање полутаната из различитих медијума животне средине, али према бројним литературним подацима и низом научних открића, у комбинацији са интердисциплинарним приступом истраживању, дошло

се до развоја идеје за обећавајуће технологије заштите животне средине под називом фиторемедијација.

Једно од компромисних решења које се све више примењује јесте употреба биљака, односно фиторемедијација станишта загађених тешким металима. Уколико би се користиле брзорастуће дрвенасте биљке са задовољавајућим калоријским вредностима, поред ремедијације, оне би могле да имају примену и у процесима производње енергије (Pilon-Smiths, 2005).

За Републику Србију, развој биоенергије, укључујући и коришћење биомасе брзорастућих врста дрвећа, представља важну компоненту националног економског развоја.

Важан део енергетских ресурса и потенцијала Републике Србије“, поред фосилних, конвенционалних (угаљ, нафта и природни гас) и неконвенционалних горива (уљни шкриљци), чине и обновљиви извори енергије (Stajić, 2016).

Врбе се дуго и успешно гаје у привредне сврхе због своје географске распрострањености, прилагодљивости различитим условима животне средине и интензивног раста биомасе (Родљкин, 2014). Управо због свог интензивног раста, врбе спадају у групу засада кратке опходње (Short Rotation Coppice - SRC).

Технологија производње енергије из угља (лигнита) у великој мери загађује животну средину, због чега се и назива „прљавом“ технологијом. Уколико би се производила енергија процесом косагоревања лигнита и биомасе, добијене од брзорастућих биљака, у великој мери би могли да смањимо употребу лигнита, уз истовремено задовољење потребе за енергијом (Urošević et al., 2023).

Примена брзорастућих дрвенастих врста, попут врба, у процесима косагоревања са лигнитом у циљу производње енергије, у великој мери позитивно утиче како на привреду, тако и на животну средину.

Разлози за примену биомасе у индустрији су:

1) Биомаса се третира као карбонски неутрална, јер количина  $\text{CO}_2$  која се ослободи приликом њеног сагоревања представља исту ону количину коју биомаса апсорбује током свог раста на енергетској плантажи. Ово је од изузетне важности за електропривреду, јер ако посматрамо са економске тачке гледишта и увођења карбонских такси, које ће бити присутне у блиској будућности, косагоревање лигнита и биомасе би довело до умањења количине обрачунатог  $\text{CO}_2$ , а самим тим и мањих износа карбонских такси. Биомаса добијена од врба, у поређењу са угљем, готово да нема сумпора, садржи мање количине пепела и метала у траговима, а у зависности од режима сагоревања и опреме, може резултирати нижим емисијама  $\text{NO}_x$  (Conn, Tillman, 2000; Hughes, 2000; Tharakan et al., 2003);

2) С обзиром да биомаса, добијена од врба, има изузетно високу топлотну вредност (око 19000 kJ/kg) процесом косагоревања са лигнитом, чак и мања количина додате биомасе знатно увећава топлотну вредност посматраном лигниту. Могућност употребе биомасе у процесима косагоревања са лигнитом може бити, како у термоелектранама, тако и у топланама, при чему се на овај начин смањује количина употребљеног лигнита уз остварење истог топлотног ефекта;

3) Потребно је напоменути да због високе калоријске вредности биомасе, поменути биомаса се може користити уместо мазута, који је изузетно велики полутант, али је знатно скупљи у поређењу са биомасом;

4) Вода, која се у рударству посматра као фактор који угрожава безбедан напредак рударских радова и објеката, може се као ресурс употребити за опстанак енергетских плантажа. Решења би се усклађивала морфолошким, геолошким и другим одликама терена, уз истовремени допринос процесу одводњавања који представља велики проблем у самој експлоатацији угља;

5) Истраживања су показала да мање количине пепела повећавају рН земљишта, а самим тим и њен квалитет, што директно доприноси повећању приноса самих врба на енергетским плантажама. На овај начин би се конструктивно (еколошки) уклонила знатна количина пепела којом ЕПС располаже уз истовремено повећање, већ предвидиве количине биомасе по хектару;

6) Укључењем биомасе у процесе косагоревања са лигнитом се потенцијално отварају врата „зелених“ фондова којима ЕПС не може у потпуности да се прикључи јер се бави „прљавом“ технологијом, што гарантује и одређени економски бенефит;

7) С обзиром да је рекултивација земљишта законска обавеза, формирањем енергетских плантажа, уз употребу брзорастућих дрвенастих врста попут врба, које су извор биомасе, то земљиште би и даље финансијски доприносило у процесу производње енергије кроз косагоревање са лигнитом. Истовремено би засади врба кратке опходње вршиле рекултивацију земљишта и решавале проблем ерозије, односно стабилизацију тла, пречишћавале би земљиште од тешких метала, апсорбовале би  $\text{CO}_2$  уз емитовање кисеоника итд. Врбе су у стању да брзо заузму обешумљене површине (висок степен инвазивности) или места са слабо развијеним вегетативним покривачем (Морозов, 1950). Другим речима, вишеструка корист рекултивације би се добила уколико би се на подручју предвиђеном за рекултивацију формирале енергетске плантаже употребом врба (Ulzen-Appiah, 2002; Volk, 2002). Истовремено би дато подручје и даље „привређивало“ кроз производњу биомасе која би се користила за производњу енергије.

На основу свега наведеног, можемо да закључимо да, селекцијом брзорастућих дрвенастих биљних врста, које су истовремено и акумулатори тешких метала, истовремено би се на више фронтова умањили негативни утицаји на животну средину уз истовремено неугрожавање потреба индустрије. Овакве биљне врсте би, у том случају, биле мост који повезује привреду и екологију.

Имајући у виду да се све чешће за фиторемедијацију, поред других биљака, користе и дрвенасте врсте, пре свега тополе и врбе, које поред фиторемедијационих имају и енергетске вредности, истраживања у овом раду су базирана на истраживању и анализирању врсте *Salix.sp.*, како у процесу фиторемедијације тако и производњи енергије. Такође је у оквиру рада истражен и аспект који се односи на анатомске карактеристике истраживаних клонова врба, у циљу њиховог потенцијалног коришћења у индустрији пулпе и целулозе.

## 1.1. Биологија испитиваних клонова врба

Велики број биљних врста може се користити као биоиндикатор стања животне средине и као фиторемедијатор. Предуслов за то је, пре свега, познавање, како биологије, тако и екологије (идиоекологије) сваке појединачне врсте, која се користи као биоиндикатор. Мора добро познавати и ширина еколошке валенце (ужа или шира) истраживане врсте и то за сваки појединачан фактор спољашње средине: температуру, влажност, светлост, рН земљишта, итд. Тај принцип се примењује или треба да се примењује и за концентрацију загађујућих материја у животној средини.

Врбе су биљке из рода *Salix*. Реч *Salix* потиче од келтске речи сал и лис, што значи близу воде, на основу чега можемо рећи, да се већ и тада знало да су врбе хигрофилне врсте. Прилагођене су широком распону станишта иако, као што и само име рода сугерише, углавном расту на влажним подручјима, уз реке или на мочварним местима (Nigel, Karp, 2011). Постоји велики број врста врба, различитих су животних форми, а најчешће је у питању дрво које може бити изузетно високо и 10 метара, а пречника и до 1 метра, мада могу имати и форму жбуна, или приземне биљке (Олјаћа et al. 2017). Карактеристике их кора која је сиве боје и која је испуцала, танке, савитљиве и крте гране, зашиљен и узак лист који је тамније боје на лицу и светлије боје на наличју. Листови су ланцетастог облика, најшири у средини, а при основи и врху зашиљени. С обзиром да постоје мушке и женске биљке са једнополним цветовима, врба спада у групацију дводомних биљака. У ресама (маце) се налазе сакупљени мушки цветови, док се женски цветови јављају као бледодлакаве ресе који могу да цветају у периоду марта и априла. Многобројна семена се налазе у плоду и лако се расејавају, при чему су у могућности да понекад сазревају истовремено са цветањем (Krstić et al. 2011). Тип плода је вишесемена чаура.



Слика 1. *Salix* sp,  
неконтаминирано земљиште  
фото: Урошевић. (2021)



Слика 2. *Salix* sp,  
контаминирано земљиште  
фото: Урошевић. (2021)

Род *Salix* је таксономски врло велики комплекс и по неким подацима има од 350-370 врста (Тахтажан, 1981), док други литературни подаци истичу постојање чак и преко 400

врста врба са више од 200 хибрида (Newsholme, 1992). Већина врста има способност формирања ваздушних коренова из делова стабла и грана са великим потенцијалом вегетативног расађивања (Sommerville, 1992). Географска локализација врба подразумева све континенте изузев Антарктика и Аустралије (Kuzovkina, Volk, 2009). Врбе су обично високе дрвенасте врсте и њихова систематика је приказана у табели 1.

**Табела 1.** Систематика врба

Раздео	Класа	Подкласа	Ред	Фамилија	Род
<i>Magnoliophyta</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Dilleniideae</i>	<i>Salicales</i>	<i>Salicaceae</i>	<i>Salix</i>

Спољашњи изглед врба је веома варијабилан и међу њима има високих дрвенстих (*Salix alba*, *Salix fragilis*, *Salix caprea*) и жбунастих (*Salix viminalis*, *Salix daphnoides*, *Salix purpurea*) форми, понекад сасвим малих, приземних и распрострању се по земљи (*Salix lapponica*, *Salix repens* var. *rosmarinifolia*, *Salix myrtilloides*), у поларним крајевима и на високим планинама расту ниски типови (*Salix herbacea*, *Salix reticulata*), ретко прелазе 6 cm висине и широко се простиру на земљи и изузетно ниске жбунасте врсте које су не више од 2,5 cm и изгледају као маховине и са њима расту у заједницама (Олјаџа et al., 2017). Josifović (1972), према подацима Флоре Србије, истиче да у Србији аутохтоно расте 18 врста.

Селекција одређених генотипова зависно од преовлађујућих станишних услова повезана је са њиховом способношћу екофизиолошке адаптације.

## 1.2. Фиторемедијација

Основна идеја да се биљке могу користити за ремедијацију медијума животне средине је врло стара, али се не зна тачно изворна референца. Тек пре деценију или две важност биљака као хиперакумулатора тешких метала је почела да добија на значају.

Улога биљака у заштити животне средине није више питање само једне науке, већ она постаје предмет интересовања низа фундаменталних и примењених наука.

Научници из различитих области су на основу многобројних истраживања недвосмислено утврдили да поједине врсте биљака имају способност да уклоне, деградирају, метаболишу или имобилишу широк спектар полутаната.

Данас, постоје нове, тзв. зелене технологије, које се базирају на коришћењу виших биљака у процесима чишћења загађене околине. Фиторемедијација се базира на санацији контаминираних станишта, односно, фиторемедијација користи знања из природе за заштиту животне средине, за деконтаминацију загађених вода и земљишта, коришћењем биљака.

Технологије које називамо „зелене”, „еколошке”, „племените” показују и дефинишу основну предност фиторемедијације. Према наводима Borišev (2010), у Србији је примена фиторемедијације још у раним фазама развоја, као и истраживања у области тзв. „биоремедијације”, без озбиљних примера конкретне примене. Данас, само једну деценију касније, можемо са сигурношћу да тврдимо да је све већи број научника који се бави овом проблематиком, а то је омогућило и стицање теоријско-практичне базе за могућност имплементације стечених знања.

Сам концепт фиторемедијације (као фитоекстракције) је предложио Chaney (1983).

Не треба занемарити значај фиторемедијације у смислу очувања животне средине кроз постизање и веома значајних пропратних појава, а чији значај се мења у зависности од тога која се биљна врста или врсте примењује у фиторемедијацији.

Треба нагласити да се садњом неких дрвенастих врста стварају и заштитни појасеви (тзв. Buffer zone), који могу ефикасно да смање буку и да представљају заштиту од ветра, затим да смање емисију угљен диоксида у атмосферу, да створе нова станишта за развој фауне или да представљају извор биомасе за сечу стабла на крају третмана, уколико их је потребно уклонити са дате локације.

Фиторемедијација се посматра као зелена стратегија која користи биљке - хиперакумулаторе чији ризосферни микроорганизми могу стабилизovati, пренети или деградирати загађиваче у земљишту, води и животној средини (Liu et al., 2020). Pilipović et al. (2002), такође истичу да је Америчка агенција за заштиту животне средине (ЕРА) дефинисала фиторемедијацију као технологију која користи биљке и њихове ризосферичне микроорганизме да укони, деградира или задржи штетне хемијске материје које се налазе у земљишту, подземним и површинским водама и атмосфери. Управо зато фиторемедијација ужива популарност у јавности као „зелена технологија“, насупрот хемијским технологијама. Pilon-Smiths (2005) такође истиче да је у САД 2005. године вредност тржишта фиторемедијације процењена на око 100-150 милиона долара годишње и да је у константном расту. С обзиром на претходно, можемо рећи да фиторемедијација спада у најбоље методе пречишћавања загађеног земљишта будући да је неинвазивна, енергетски ефикасна, еколошки прихватљива и економски исплатива.

У питању је једна од најјефтинијих, али веома ефикасних метода, која поред функције фитоекстракције тешких метала, има улогу и у успостављању вегетације на загађеним земљиштима и на тај начин спречавању процеса ерозије (Chaudhry et al., 1998; Lewandowski et al., 2006). Треба нагласити и то, да су за фиторемедијацију важни и односи између површине листа и запремине, као и између површине листа и надземне суве масе (Pilipović et al., 2019).

Што се тиче трошкова, фиторемедијација може да кошта до 5% мање од других алтернативних метода чишћења земљишта (Prasad, 2003). Управо зато Nedjimi (2020) наводи фиторемедијацију као јефтину и ефикасну технологију која је истовремено и лако прилагодљива животној средини.

Биомаса ових биљака се не користи за животињску исхрану, већ се суши, спаљује и депонује на за то одређеним местима (Paz-Ferreiro et al., 2014).

Многи аутори (Lewandowski et al., 2006; Yanitch, et al., 2017; Desjardins et al., 2015; Labrecque et al., 2020) истичу да економска оправданост фиторемедијације зависи од:

- 1) коришћене методологије за процену вредности;
- 2) вредности производа произведених на земљишту након извршене фиторемедијације;
- 3) временског периода потребног за постизање високих приноса гајених биљних врста;
- 4) времена потребног за рекултивацију, које зависи од врсте и садржаја тешких метала присутног у земљишту;



5) материјалних трошкова претходних улагања на контаминирано подручје, нпр. за објекте за наводњавање;

б) трошкова фиторемедијације и прихода од продаје биомасе и субвенција.

Такође аутори, Vangronsveld et al. (2009) истичу да економске предности фиторемедијације загађеног земљишта могу бити вишеструке: смањивање ризика (фитостабилизација); метали који се издвајају фитоекстракцијом имају своју тржишну вредност, као што су Ni и Au. Фитоекстракција постепено побољшава квалитет земљишта за касније гајење усева са повећањем тржишне вредности.

Pilipović et al. (2002) фиторемедијацију, у зависности од начина на који се полутанти неутралишту, класификује на неколико група:

- фитоекстракцију;
- фитодеградацију;
- фитостимулацију;
- фитостабилизацију;
- фитоволатизацију.

Која од техника фиторемедијације ће бити примењивана на одређеном станишту, зависи од великог броја фактора и потребно их је све узети у обзир. Неопходно је проценити да ли ће и колико примењена метода ремедијације утицати на интерспецијске односе, да ли ће утицати на остале усеве и слично. С обзиром да биљке гајене за фиторемедијацију морају да буду подвргнуте условима контаминираног земљишта или воде, друге биљке вероватно неће опстати у таквим, за њих токсичним условима, тако да ће вероватно доћи до компетицијских проблема.

Успешност фиторемедијације зависи од многобројних фактора, али пре и после свега првенствено од одабира врсте, која ће се применити на одређеном станишту. Због свега наведеног, неизоставно је добро познавање врста, њихове целокупне екологије, физиологије и особина њихових ткива и органа, односно анатомије и морфологије.

### **1.3. Фитоекстракција**

Фитоекстракцијом (фитоакмулација) се тешки метали из земљишта преко корена преносе у биљку, а одатле се транслоцирају у остале делове биљке. Природни хиперакумулатори тешких метала су биљке које могу да толеришу велику акумулацију метала у изданку, али без приметних симптома нетолеранције.

Фитоекстракција има своју примену у преношењу неоганских и органских једињења из воде и контаминираног земљишта у биљке (Kovacs, Szemmelveisz, 2017).

Успешност примене фитоекстракције зависи од низа фактора који утичу на степен загађења земљишта или воде (квантитет и квалитет контаминације), биолошку доступност метала за усвајање кореном одређене биљке, затим потенцијала биљке да усвоји и акумулира тешке метале у биљним органима које је лако уклонити из загађеног станишта (Borišev, 2010).

Према Pandey et.al. (2016), фитоекстракција укључује биљне врсте и енергетске усеве кратке опходње који имају високу способност акумулације тешких метала. Фитоекстракцијом је могуће уклонити метале (Ag, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn), металоиде (As, Se), радионуклиде ( $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{234}\text{U}$ ,  $^{238}\text{U}$ ) и органске загађиваче који су присутни у земљишту, седиментима и муљу (Brooks, 1998).

По достизању потребног раста и развоја биљке, врши се жетва биомасе како би се уклонио, део укупне количине тешких метала који се налази у земљишту.

Фитоекстракција има и одређена ограничења као што су ниски принос биомасе и спор раст одређених врста биљка - хиперакумулатора (Lu, et al., 2014). Идеално би било одабрати одговарајућу биљну врсту која, истовремено има веома изражене хиперакумулаторске особине, уз истовремену способност производње значајне количине биомасе. Проналажење биљака које задовољавају ове критеријуме управо представља највећи изазов.

У циљу истовремене потребе за фитоекстракцијом одређеног земљишта, али и обезбеђивања задовољавајуће количине биомасе на датом земљишту, најефикаснији приступ је истовремено ко – планирање биљака - хиперакумулатора и брзорастућих биљних врста, које дају висок принос биомасе (Van der Ent, et al., 2013; Lu, Zhang, 2014).

Време које је потребно за ремедијацију неког станишта фитоекстракцијом, односно фитоакумулацијом, зависи од неколико фактора: врсте биљака, количине загађења, сезоне гајења биљака. Наведени фактори указују да је уобичајено време за обнову од 1 па до 20 година. Ова техника је примењива за ремедијацију великих површина контаминираног земљишта на малим дубинама са ниским до умереним количинама загађивача.

Примена фитоекстракције, како са зељастим, тако и са дрвенастим врстама биљака, обавља се гајањем биљака током више вегетацијских сезона, односно све док се земљиште не очисти и обнови му се функција. Избор биљака, посебно ако се ради о зељастим биљним врстама, између осталог треба бити такав да се сведе на минимум могућност преноса загађивача у више трофичке нивое ланца исхране.

После сваке сече или жетве биљке се морају на адекватан начин осигурати, како се загађивачи који су у њима акумулирани не би поново нашли у животнј средини.

#### **1.4. Фитодеградација**

Познато је да су тешки метали неразградиви, тако да је техника фитодеградације ограничена на уклањање органских загађивача, укључујући синтетичке хербициде и инсектициде.

Фитодеградација или фитотрансформација подразумева деградацију загађујућих материја путем метаболичких процеса у самим биљкама, при чему се то разлагање може одвијати унутар самих биљака, у околини биљке под дејством њених ензима (дехалогеназе, оксигеназе) или излучивањем ензима биљака у само земљиште (ЕРА, 2000). Другим речима, ензими које биљка производи и ослобађа, врше деградацију углавном органских загађивача у земљишту, седиментима, водама и муљу (Campos et al., 2008; He et al., 2017).

Фитодеградација органских материја подразумева деградацију, адсорпцију, акумулацију и испаравање једињења уз истовремено побољшање активности ризосфере земљишта (Newman, Reynolds, 2004), при чему истовремено ствара повољне услове за фитостимулацију.

## 1.5. Фитостимулација

Фитостимулација се још назива и ризодеградација. Овај процес, који је локализован у зони корена, подразумева разлагање органских полутаната из земљишта користећи микроорганизме, који поменуте полутанте користе за исхрану и производњу енергије (Misra, Misra, 2019). Ова метода се најчешће користи за разградњу органских полутаната у земљишту користећи микроорганизме у ризосфери (Ouvrard et al., 2013).

## 1.6. Фитостабилизација

Фитостабилизација се одвија кроз саму зону корена и на тај начин се мења хемизам земљишта или загађујуће материје.

Биљке то раде тако што луче специјалне редокс ензиме и на тај начин претварају штетне метале у мање токсичне облике и смањују стрес код биљака, а и општећења тешким металима.

Фитостабилизација није решење које је трајно, јер загађивач остаје у земљишту. Она само ограничава кретање акумулираних тешких метала и смањује њихово доспевање у подземе воде.

Фитостабилизација подразумева постављање биљног покрива (ревегетацију) на деградирано земљиште, како би се, акумулирањем унутар корена или имобилизацијом у ризосфери, ограничила миграција и биорасположивост полутаната (Milčić et al., 2020).

Ревегетација је један веома ефикасан метод за рестаурацију локације, за имобилизацију токсичних елемената, за ограничење воде и ветра, заустављање и спречавање ерозије, а све у циљу побољшања деградираног локалитета (Remon, et al., 2005).

Постоје два облика фитостабилизације: физичка и хемијска. Под хемијским обликом фитостабилизације се подразумева превођење полутаната у биљкама неприступачне облике. Физички облик фитостабилизације подразумева спречавање миграције полутаната еолском, воденом ерозијом или спирањем или дисперговањем у земљишту (Raskin, Ensley, 2000; Wuana, Okieimen, 2011; Mendez, Maier 2008).

## 1.7. Фитоволатизација

Елементи као што су арсен, жива и селен се у животну средину могу пренети у гасовитој фази. Биљке могу бити способне да абсорпцијом елементарних форми ових елемената из земљишта, у самој биљци, их биолошки пренесу у гасну фазу и преко листа их отпусте у атмосферу. Padmavathiamma, Li (2007) наводе да је ово најконтраверзнија од свих фиторемедијационих технологија, јер се на овај начин врши само транслокација полутанта са једног места (земљишта) на друго (атмосфера), при чему се он опет релативно лако може вратити на полазну локацију (земљиште или воду). Фитоволатизација се може јавити у два облика, директном и индиректном. Директна фитоволатизација подразумева испаравање полутаната из стабла и лишћа, док код индиректне фитоволатизације полутанти испаравају из земљишта као последица активности корена биљке (Limmer, Burken, 2016).

Фитоволатизација је процес који код виших биљака представља усвајање, транспорт и ослобађање загађујућих материја механизмом транспирације, у истом или модификованом

облику у атмосферу (EPA, 2000). Може се применити за уклањање полутаната који имају способност преласка у гасовито агрегатно стање, али није технологија која помаже у очувању и заштити животне средине.

### 1.8. Предности и недостаци фиторемедијације

Предности фиторемедијационих технологија укључују примену различитих врста органских и неорганских полутаната и одређених погодних биљних врста. Поред несумњивих предности, фиторемедијација има и низ мана, јер се поред неопходног знања о процесу усвајања полутана, морају познавати ризосферни процеси, њихова покретљивост, хелатизација, деградација и волатизација (Pilon-Smiths, 2005).

Чиниоци који могу да утичу на фиторемедијацију у пољским условима укључују варијације у температури, хранљивим елементима, атмосферским падавинама и влази, биљним болестима, неједнакој расподели загађивача, типу земљишта, рН земљишта, гранулометрији земљишта (Vangronsveld et al., 2009). Као последица свега овога може доћи до отежане адаптације биљне врсте на постојеће станишне услове.

И поред тога што фиторемедијација представља одличан начин за ремедијацију земљишта која карактеришу високе концентracије тешких метала, потребно је истаћи да се многи аутори слажу у томе да постоји и велики број недостатака (Tong et al., 2004; LeDuc, Terry, 2005; Karami, Shamsuddin, 2010; Mukhopadhyay, Maiti, 2010; Naees et al., 2011; Ramamurthy, Memarian, 2012). Неки од тих недостатака су следећи:

1. Дуг временски период за чишћење земљишта;
2. Ефикасност фиторемедијације код већине хиперакумулатора метала је обично ограничена њиховим спорим растом и малом биомасом;
3. Потешкоће у мобилизацији чврсто везаних јона метала за честице земљишта, односно ограничена биорасположивост загађивача у земљишту. Примењива је само на подручјима са ниским до умереним концентрацијама метала, јер је раст биљака отежан на веома загађеним земљиштима.

Предности фиторемедијације су многоструке:

1. Једна од највећих предности фиторемедијације је та што она спада у једну од јефтинијих биотехнологија која је уз то и природна, „Environmental friendly“ (Lasat, 2002), односно њеном применом не оптерећује се додатно животна средина, јер се као чиниоци пречишћавања користе искључиво природни објекти тј. оне врсте које и иначе расту на загађеном подручју (Марић, 2014).

2. У самом процесу пречишћавања, количина отпада који настаје је знатно мања у поређењу са количином секундарног отпада који се ствара у физичким и хемијским процесима пречишћавања.

3. Одређене биљне врсте се могу користити као биомаса за процесе производње електричне енергије (кроз косагоревање са угљем или самостално сагоревање, јер их карактерише висока калоријска вредност).

4. Дрвенасте врсте које се гаје за потребе фиторемедијације, уједно служе и као заштита од буке, ветра, односно као бафер зоне, а са друге стране њихова велика улога је и у смањењу емисије CO<sub>2</sub>.

Фиторемедијација се назива и „зеленом технологијом“ и у последње време постаје све популарнија јер има еколошку конотацију. Велике компаније (у области нафтне индустрије, електропривреде, хемијске индустрије, владине агенције) склоне су да улажу у ову врсту технологије јер се на тај начин, са малим улагањима, представљају као еколошки подобне организације (Glass, 1999).

Према Ernst-у (1996а), успешност фиторемедијације зависи од степена загађења земљишта, доступности метала за усвајање кореновима биљака (биодоступност) и способности биљака да апсорбују и акумулирају тешке метале у својим органима.

Посебно треба нагласити да је избор врсте која ће се применити у фиторемедијацији најважнији корак који одређује успешност фиторемедијације (Anderson, 2002).

## 1.9. Биљке као хиперакумулатори

Интересовање за фиторемедијацију је нагло порасло, када се дошло до сазнања да неке биљне врсте имају способност акумулације тешких метала, а неке и особине хиперакумулатора.

Хиперакумулатори су врсте биљака са капацитетом усвајања и акумулирања једног или више тешких метала, у концентрацијама од 100 и више пута већим од других биљних врста гајених у истим условима, без значајних последица по преживљавање биљке и њену биопродукцију. Према литературним подацима наводи се да су хиперакумулатори биљке које могу да акумулирају тешке метале у својим надземним ткивима у концентрацијама далеко већим од оних које су присутне у земљишту или у близини растуће неакумулаторске биљке (Memon et al., 2001; Memon, Schröder, 2009).

Ако биљка акумулира 1.000 mg/kg (1.000 ppm) Cu, Co, Cr, Ni или Pb, или више од 10.000 mg/kg (10.000 ppm) Mn или Zn, она се дефинише као хиперакумулатор (Kagi, 1991; Loeffler et al., 1989). Mc Grath, Zhao (2002) истичу да се концентрације тешких метала у биљкама за неке метале крећу у нивоима до 10 000 mg/kg (10 000 ppm) суве биљне масе Zn и Mn и до 1000 mg/kg (1000 ppm) Co, Cu, Ni, As и Se и до 100 mg/kg Cd.

Из свега наведеног може се констатовати да су хиперакумулатори хипертолерантни на метале, који се акумулирају у надземним деловима биљке (Mc Grath et al., 2001).

Биљке као хиперакумулатори имају способност да акумулирају тешке метале чак и у ситуацијама када сама концентрација истраживаних метала није превише висока, након чега се тешки метали транслоцирају преко корена до надземног дела биљке, у стабло или лист саме биљке.

Хиперакумулатори се карактеришу и значајно повећаном толеранцијом (тзв. хипертолеранцијом) на присуство тешких метала у коренском окружењу и у самој ћелији, што указује на специфичне, снажно развијене механизме детоксификације (Prasad, Freitas, 2003; Alkorta et al., 2004).

Откривено је преко 400 биљних врста које се могу класификовати као хиперакумулатори. Хиперакумулација се може односити на један или више тешких метала у зависности од саме биљке. Највећи број биљака хиперакумулирају никл (Ni), око 30 биљака, апсорбују или кобалт (Co) или бакар (Cu) и/или цинк (Zn), а мали број биљака акумулирају манган (Mn) и кадмијум (Cd) (Марић, 2014).

McGrath, Zhao (2003) процењују да до 0,2% цветница чине хиперакумулатори и да ове врсте акумулирају читав низ метала – As, Co, Cu, Mn, Ni, Pb, Se i Zn (Baker et al., 2000; Ma, et al., 2001). Биљке које имају више жетви у једном периоду раста (обично врсте које се вегетативним путем размножавају) могу да имају велики потенцијал за фитоекстракцију тешких метала (Ali et al., 2012). Управо такве биљке су биљке из рода *Salix*. sp.

Разна истраживања се баве проучавањем механизма усвајања тешких метала и објашњења разлога интензивне хиперакумулације тешких метала од стране одређених биљака. Једна од претпоставки зашто биљке усвајају кадмијум (Cd) у високим концентрацијама преко корена је да се кадмијум транспортује заједно са другим двовалентним микроелементима који су од есенцијалне важности биљкама, као што је  $Zn^{2+}$ . Кадмијум је хемијски аналоган цинку и биљке нису у стању да направе разлику између ова два јона (Chaney et al., 2000).

Биљке које су хиперакумулатори могу да имају и користи од акумулације тешких метала. Истраживања су показала да акумулација метала у лишћу може да омогући хиперакумулаторским врстама да избегну поједине врста предатора, укључујући гусенице, гљиве и бактерије (Boyd, Martens, 1994, Pollard, Baker, 1997).

Иако спадају у групу хиперакумулатора, одређене биљне врсте немају своју примену у фиторемедијацији због свог спорог раста и веома ниског прираста биомасе. Треба напоменути да за већину хиперакумулаторских врста, фактор биоконцентрације тешких метала је задовољавајући само на земљиштима загађеним умереном концентрацијом тешких метала, док се са повећањем садржаја метала у подлози фактор биоконцентрације значајно смањује (McGrath et al., 2003).

Да би нека биљна врста, за коју сматрамо да је хиперакумулатор, имала своју примену у фиторемедијацији, она мора да испуни одређене критеријуме (Mejare, Bülow, 2001; Sakakibara et al., 2011; Shabani, Sayadi, 2012) и то:

- да има интензиран раст,
- да даје висок принос,
- да има дубок и веома разгранат корен,
- да у високом степену акумулира одређене тешке метале из земљишта,
- да транслоцира тешке метале из корена до надземног дела,
- да је толерантна на токсичне ефекте тешких метала,
- да је добро адаптирана на климатске услове,
- да је отпорна према биљоједима како би се избегла контаминација у ланцу исхране,
- да је лака за гајење и кошење.

Специфичност генотипа указује на селекцију генски кодираних механизма толеранције на тешке метале, на субспецијском и популационом нивоу (Borišev, 2009).

Очувана метаболичка активност дрвенастих биљака је могућа и приликом раста на земљиштима која у свом саставу поседују високе концентрације тешких метала, иако Turner (1994) истиче да је карактеристична црта металима загађених станишта, одсуство дрвенастих врста. Сматра се да узрок доброг преживљавања дрвенастих биљака, на земљишту оптерећеном тешким металима, лежи у задржавању тешких метала у самом корену биљке и њиховој релативно слабој транслокацији у асимилационе органе. Последица овога је „неокрњен“ фотосинтетички апарат, јер на овај начин биљка не трпи стрес изазван високим

концентрацијама тешких метала. Пример је раст корена у загађеној земљи, при чему корен „тражи“ мање загађена места у земљи и „избегава“ загађење (Pulford, Watson, 2003).

Карактеристике које требају да испуне дрвенасте биљке да би се користиле у фитоекстракцији су:

- способност раста на земљишту са сниженим нивоима есенцијалних елемената;
- екстензиван коренов систем велике површине;
- интензивна динамика раста;
- толеранција на тешке метале;
- адаптираност на локалне климатске услове;
- конкуренција са коровским врстама (Punshon et al., 1999; Dickinson 2000).

### 1.10. Енергетски потенцијали плантажа

Потреба друштва да ублажи климатске промене и заштити животну средину подразумева смањење употребе фосилних горива за производњу енергије, уз истовремено повећање удела обновљивих извора енергије (ОИЕ). Stolarski et al., (2013) дефинишу биомасу као облик соларне енергије која је акумулирана у биљним ткивима, јер је произведена процесом фотосинтезе, од CO<sub>2</sub> из атмосфере, затим воде из земље и сунчеве енергије.

Zegada-Lizarazu et al. (2010) истиче да брзорастуће врсте, као што су врбе и тополе, због своје климатске адаптивности, високог приноса, лаког и јефтиног узгајања, представљају погодне енергетске усеве који се могу користити за производњу струје и грејања.

Производња биомасе од врба и њено сагоревање као сировине у процесу производње енергије обезбеђује како еколошки, тако и рурални развој.

Биомаса, добијена са енергетских плантажа, се користи за производњу енергије, било самосталним сагоревањем или косагоревањем са угљем. Земље света, чија електроенергетска стабилност у значајној мери зависи од фосилних горива, на свом путу ка декарбонизацији, веома често користе биомасу коју косагоревају са угљем за производњу енергије. Пољска, за производњу топлотне и електричне енергије, користи биомасу коју косагорева са угљем (GUS, 2009; Dzikuć, Piwowar, 2016). Велика Британија, у појединим термоелектранама, производи енергију косагоревањем биомасе (у односу 2-4%) и угља (Backreedy et al., (2005).

Заснивањем плантажа врба, поред фиторемедијације тешких метала, решава се и проблем ерозије због њиховог јаког кореновог система (Ulzen-Appiah, 2002;), истовремено би дато подручје и даље могло да даје приносе за производњу биомасе која би се користила за производњу енергије.

Производња биомасе од врба и њено сагоревање као сировине за производњу енергије обезбеђује како еколошки, тако и рурални развој, при чему истовремено повезује привреду и науку. Косагоревање врба и угља доприноси смањењу емисије гасова стаклене баште. Биомаса добијена од врба, у поређењу са угљем, готово да нема сумпора, садржи мање количине пепела и метала у траговима (нпр. живе), а у зависности од режима сагоревања и опреме, може резултирати нижим емисијама NO<sub>x</sub> (Tharakan et al., 2005b).

Тренутно су површине брзорастућих усева доступне у скоро свим земљама ЕУ, као и у САД и Канади (Родькин, 2014). Енергетски засади, као обновљив извор енергије, широм света имају значајну улогу у развоју привреде многих земаља (Cunniff, Cerasuolo, 2011).

У 2011. години, површина енергетских плантажа је, на пример: у Шведској око 13.000 хектара, у Немачкој око 4.000 хектара, у Пољској око 9.000 хектара итд (Rosenqvist, 2005, Stoltz, 2002, Stenhouse, 1999).



## 2. ЦИЉ ИСТРАЖИВАЊА И ОСНОВНЕ ХИПОТЕЗЕ

За потребе истраживања ове дисертације коришћена су: три клона беле врбе - *Salix alba* и један клон кошарасте врбе - *Salix viminalis* и оно што је потребно истаћи је то да за сада нема објављених резултата сличних анализа у стручној литератури која је доступна, нарочито код нас.

Основни циљ овог истраживања је истраживање потенцијала четири генотипа аутохтоних врба у фитоекстракцији шест тешких метала Cd, Pb, Ni, Cu, Cr и As, њиховој акумулацији, транслокацији и адаптацији на присуство поменутих метала. Такође, један од основних циљева је и утврђивање енергетски најперспективнијег клона који би самостално сагоревао, или косагоревао са лигнитом у различитим процентуалним односима, у циљу производње енергије.

У складу са јасно постављеним циљевима, добијени резултати ће показати, који од анализираних генотипова има највећи фиторемедијациони, енергетски и морфо-анатомски потенцијал.

### 2.1. Специфични циљеви

Поред горе наведених основних циљева истраживања, неопходно је истаћи и специфичне циљеве који обухватају:

1. Утврђивање варијабилности морфолошких карактеристика (висина и пречник у кореновом врату биљака) различитих клонова врба у контаминираном и неконтаминираном (контролном) земљишту;

2. Утврђивање варијабилности димензија анатомских елемената (дрвна влакна, трахеје, траке лигнума) различитих клонова врбе у контаминираном и неконтаминираном (контролном) земљишту;

3. Утврђивање варијабилности топлотног садржаја различитих клонова врба у контаминираном и неконтаминираном (контролном) земљишту у процесу самосталног сагоревања;

4. Утврђивање хемијских и физичких особина земљишта и квантитативно одређивање садржаја тешких метала у контаминираном и неконтаминираном (контролном) земљишту;

5. Утврђивање варијабилности топлотног садржаја различитих клонова врба у контаминираном и неконтаминираном (контролном) земљишту у процесу самосталног сагоревања;

6. Утврђивање енергетског потенцијала различитих клонова врба у контаминираном и неконтаминираном (контролном) земљишту у процесу косагоревања са лигнитом;

7. Одабир најперспективнијих клонова у односу на анализирани параметре и тип станишта.

### 2.2. Основне хипотезе

На основу поменутих научних циљева, могу се извести следеће полазне хипотезе:

- постоји варијабилност морфолошких особина различитих клонова, који расту на контаминираним и неконтаминираним (контролном) земљишту;
- постоји варијабилност димензија анатомских елемената (дрвна влакна, трахеје, траке лигнума) различитих клонова врба у контаминираним и неконтаминираним (контролном) земљишту;
- постоји могућност коришћења различитих клонова (генотипова) врба за фиторемедијацију деградираног земљишта тешким металима;
- постоје разлике између клонова у способности фитоекстракције тешких метала из земљишта;
- постоје разлике између клонова у топлотним вредностима биомасе у процесу самосталног сагоревања, као и у процесима косагоревања са лигнитом у различитим процентуалним односима.

### 3. ПРЕГЛЕД ДОСАДАШЊИХ ИСТРАЖИВАЊА

Природа нас свакодневно учи да за решавање најтежих еколошких проблема постоје решења. Загађење станишта тешким металима, данас је један од главних еколошких проблема, јер има изузетно негативан утицај на животну средину и човека, тако да је неопходно пронаћи ефикасно и економично технолошко решење.

У ужем, практичном смислу, загађење је када у неком станишту одређени загађивач прелази границе прописане одговарајућим законским регулативама важећим за дато подручје (Scullion, 2006).

Многа истраживања јасно указују на способност биљака да акумулирају веће концентрације тешких метала у поређењу са животињама и људима. Без обзира на порекло, повишене концентрације многих метала у земљишту, доводе до трајне деградације, редукације приноса биљака и лошег квалитета пољопривредних производа, чиме се директно угрожавају људи, животиње и екосистем (Blaylock, Huang, 2000).

Антропогено порекло тешких метала у биљкама, замљишту и атмосфери последица је на првом месту сагоревања: угља, отпада у бензинским моторима, у металуршко-прерађивачкој индустрији, затим саобраћаја и степена урбанизације, одакле се ослобођени тешки метали уносе у атмосферу, земљиште, а затим и у биљке (Stanković, 2006; Stanković, Jokanović, 2017).

Такође још у ранијим истраживањима, Kastori et al., (1996) наводе да концентровање тешких метала у земљишту, води и атмосфери су последица природних процеса, али највећи извори тешких метала су антропогеног порекла

Последице које се могу јавити услед присуства тешких метала су многоструке и углавном зависе од величине и врсте загађења, као и од њиховог синергистичког деловања са другим загађивачима. Основни проблем је што се тешки метали не могу уништити, јер су бионеразградиви, већ само могу преместити или трансформисати и депоновати у хемијски мање активне форме.

Врба која се користила за производњу биоенергије је проучавана и као могући фиторемедијациони усев још од 1990-тих година (Landberg, Greger, 1994; Landberg et al., 1996; Felix, 1997; Greger et al., 1999; Hammar et al., 2003; Mleczk et al., 2010; Greger et al., 2015; Wani et al., 2020). Истраживања су указала на високо изражену способност ових врста ка преузимању и акумулирању великих количина цинка (Zn) и кадмијума (Cd) (Brieger et al., 1992), уз истовремено високу производњу биомасе (Ledin, 1996).

У поређењу са другим врстама као што су тополе, врбе показују убедљиво највећи потенцијал апсорпције тешких метала у пољским условима (Thijs et al., 2018).

Неки клонови врба (*Salix sp.*) који су се користили као засади кратке опходње, могу екстраховати више тешких метала из земљишта у поређењу са другим клонима (Urošević et al., 2024; Greger, Landberg, 1999; Pulford et al., 2002; Vyslouilová, 2003; Cao et al., 2022).

Показало се да се концентрација кадмијума (Cd), цинка (Zn) и бакра (Cu) у земљишту смањила након рекултивације са *Salix viminalis* (Greger, Landberg, 2015).

У ранијим истраживањима је утврђено да *Salix viminalis* смањује укупну концентрацију Cd у пољопривредном земљишту чак до 25% већ након 4 године рекултивације (Greger, Landberg, 2015). Исти аутори 2022. године дошли су до резултата да је током третмана врбама (*Salix viminalis*), у периоду од 10 година, у земљишту умањена

концентрација многих метала и металоида у проценту од 21%-87% и то уследећем односу: Cr, 21%; As, 30%; Cd, 54%; Zn, 61%; Cu, 62%; Pb, 63%; i Ni, 87%, при чему се јасно види да је у највећој мери апсорбован никл, а најмање хром и арсен.

Потенцијал фиторемедијације је у великом проценту условљен генотипом, што су показала и многобројна научна истраживања у Србији (Šijačić Nikolić et al., 2011, 2012; Stanković 2006; Ivetić et al. 2016).

Посебно је уочен потенцијал експлоатације врба за потребе ремедијације станишта оптерећених кадмијумом (Cd). На пример, Landberg, Greger (1994) су тестирали акумулацију Cd и Zn у различитим клоновима у воденим растворима. Резултати су показали да су неки од клонова били високо толерантни за оба елемента, исто тако код неких клонова је карактеристична селективност према једном од два анализирана метала. У сваком случају, према бројним наводима, потенцијал врба у фитоекстракцији Cd је изузетан (Pulford, Watson, 2003). Zacchini et al. (2009) су такође радили тестирање шест клонова врба са повишеним концентрацијама Cd у хидропонима и класификовали их као високо толерантне, по класификацији коју су поставили Lux et al. (2004).

На основу резултата великог броја истраживања, може се са великом сигурношћу тврдити да свако појединачно загађење одређеним тешким металом подразумева и одабир специфичних генотипова врба.

Punshon & Dickinson (1999) су истраживали отпорност врба на третман Zn, Cd, Cu и Ni у воденим културама. Резултати тих истраживања су показала постојање корелације између толеранције и генотипа врба, али не и између толеранције и врсте као таксономске категорије. Greger (1999) је упоређивао 70 генотипова врба и истраживао капацитет акумулације Cd, при чему су резултати тих анализа показали значајне разлике, чак и до 43 пута.

Примена ових резултата истраживања је велика, при чему треба нагласити карактеристике биљака фитоекстрактора и карактеристике самог станишта као најважнијих утицајних фактора на дужину фитоекстракције.

Уколико је реч о земљишту које нема другу намену, а оптерећено је тешким металима, фитоекстракција тешких метала се може вршити употребом врба, које немају изражену способност акумулације, али тада ремедијација може трајати веома дуго, чак и неколико деценија.

Уколико је циљ да се на одређеном земљишту обави брза ремедијација, пре свега је потребно одабрати одговарајуће генотипове врба, који су селективни према одређеном загађивачу који треба акумулирати.

Енергетски ресурси, односно њихово обезбеђивање, представљају приоритете данашњице. Гајење засада дрвенастих биљака кратке опходње у циљу коришћења дрвне масе за производњу биоенергије представљају перспективан правац решавања овог проблема. Биљне врсте које се најчешће гаје представљају плантаже врба, јер обезбеђују за кратко време (за годину или две) много веће приносе биомасе у односу на друге биљне врсте и самим тим, засади врба се могу користити за производњу биоенергије гајењем засада кратке опходње (Rodkin, 2011).

Производња и коришћење биомасе као извора енергије треба да се заснива на свеобухватном научном оправдању, узимајући у обзир многобројне факторе утицаја на животну средину и анализу исплативости.

Према литературним подацима, многи аутори се слажу да је, међу енергетским културама, најнижи трошак по јединици енергије приликом култивисања врба.

Употреба биомаса врба се може користити у низу делатности:

Као гориво за сагоревање у виду сечке, пиљевине или пресованих брикета, за производњу папира, картона, пиролизованог угља, вискозе у текстилној индустрији, за плетење корпарских производа, производњу етанола и прехранбене додатке за стоку (McElroy, Dawson, 1986). Коришћење засада врба се може проширити и на биодренажу уклањањем сувишне подземне воде кроз процес транспирације (Jerbi et.al., 2020; Börjesson, Berndes, 2006) .

Морфолошке карактеристике (висина биљака, дебљина, маса као и број избојака) указују да продуктивност врба зависи од станишних услова, али и од врсте врба и карактеристика клона који се користи.

Производња биомасе, али и рекултивација земљишта, представљају приоретне задатке који ће помоћи у борби за очување животне средине, како на макро, тако и на микро плану.

Према извештају из студије: „Енергетски засади брзорастућих врста дрвећа у Србији“ биомаса представља биоразградиви део различитих производа и сходно врсти, односно пореклу, може се односити на биомасу пореклом из шумарства, биомасу пореклом из пољопривреде, биомасу из тзв. енергетских засада, биомасу са фарми животиња и биомасу градског отпада. Енергетски засади могу се формирати из зељасте (‘прва генерација’) или дрвне (‘друга генерација’) сировине (Stajić, 2016).

Готово све европске земље имају све већу потражњу за дрвном биомасом, од које већина долази из шумарства, па се данас највећи додатни потенцијал биомасе може заснивати на енергетским засадима од брзорастућих дрвенастих врста на бившем пољопривредном земљишту, али и другим мање повољним стаништима, на којима овакви засади могу дати власницима и друштву у целини, поред економских и низ еколошких добити (Stajić, 2016).

Употреба биомасе као обновљивог извора енергије може се користити у постојећим котловима у термоелектранама, где би сагоревала заједно са угљем или се може користити самостално у биоенерганима. Обновљива и фосилна енергија у симбиози би омогућила смањење штетних гасова са ефектом стаклене баште. Да би биомаса била енергетски најефикаснија, потребно је да буде произведена на одржив начин, тако да је потребно да се енергетске плантаже оснивају са тзв. брзорастућим биљним врстама, као што су врбе и тополе. Да би очували животну средину, приоритетни задаци су складиштење CO<sub>2</sub>, смањивање негативних ефеката гасова стаклене баште, производња обновљивих извора енергије и смањивање климатских промена, а то се може остварити једним великим делом оснивањем и гајења биоенергетских плантажа. Ово коинцидира и са наводима Reh (1999) који каже: „Гајење биоенергетских плантажа, као шума посебне намене, има за главни циљ производњу обновљивог извора енергије (биомасе) чијим ће коришћењем, у процесу сагоревања, емисија гасова који изазивају ефекте стаклене баште бити на еколошки прихватљивом - неутралном нивоу, односно, неће проузроковати отопљавање климата“.

Након 3 године се врши сеча „енергетских биљака“, а оне се потом саме обнављају и поново расту, да би поново после 2-3 године биле спремне за сечу. Односно, плантаже настале вегетативним путем се гаје у веома кратком периоду сече од свега 2-3 године, у тзв. краткој опходњи, које се саме подмлађују без нове садње (Jug et al., 1999). То је тзв. принцип

„чеповања“, који карактерише биљке које се вегетативним путем размножавају, а своди се на то да се након неколико година јединка посече до пања и након кратког времена, услед терања жила из изданка, поново се формира нова индивидуа. На овај начин се, превасходно, рационализује употреба простора, зато што се не мора вршити стална пресадања. На овај начин се може вршити експлоатација терена и до 25 година користећи полазни засад. Након тога, сама енергетска плантажа више није економски исплатива, јер се смањује принос биомасе и само стање земљишта, посебно оног које није ђубрено у датом периоду. Из наведених разлога се саветује да се плантажа у потпуности уклони након наведеног периода.

Биљке које су гајене у различитим еколошким условима и на бившим коповима тресета показале су да клонови врста *Salix alba* и *Salix dasyclados*, као и хибриди *Salix aurita* и *Salix dasyclados* представљају добре кандидате за производњу биомасе на деградираним тресетним земљиштима (Rodzkin et al., 2013a).

У циљу умањења штетног утицаја фосилних горива на животну средину, које сад достиже и глобалне размере, многе земље су се определиле за повећања удела обновљиве и одрживе енергије. У последњој деценији, у Европи и неким областима Северне Америке, све више се примењује нови приступ систему гајења шума, оснивањем енергетских (биоенергетских) плантажа, односно изданаčkih плантажа брзорастућих врста дрвећа (Vasek et al., 2009).

Основни циљ формирања енергетских плантажа је смањење емисије „гасова стаклене баште“ и њиховог негативаног утицаја на климатске промене. Због повећања сагоревања фосилних горива, смањења површина шума, замене шумских површина пољопривредним и др., повећава се концентрација гасова који усвајају све више топлоте, па се као резултат тога јавља промена климе (Govedar, 2011). Многе државе су потписнице муђународног споразума, Kyoto протокола усвојеног 1997 године, по коме су се обавезале да ће повећати удео коришћења обновљивих извора енергије.

Шведска је земља која већ више деценија користи врбе, односно биомасу, у комерцијалне сврхе, и то као гориво које се користи у топланама за потребе грејања градова. Формирањем „енергетске“ плантаже, њена експлоатација се може вршити и до 25 година, ако се спроведу добре агротехничке мере и редовна сеча засада, а будући да се врбе саме обнављају након сече, може се закључити да је највећа инвестиција само формирање плантаже. Управо у овим карактеристикама и лежи исплативост и комерцијална примена енергетских засада формираних баш употребом врба. Примера ради, око 15 000 ha у Шведској покривено је тзв „енергетском шумом“, коју у већини чине засади врба (Statistics Sweden, 2001). По Митићу (2018), врбе се истичу као врста која је нашла највећу примену у привреди због своје широке еколошке валенце (отпорности на екстремне услове станишта), са просечном калоријском вредношћу од 19300 kJ/kg суве биомасе. Тренутно су површине брзорастућих врста доступне у скоро свим земљама ЕУ, као и у САД и Канади (Родкин, 2014). Savolainen (2003) истиче да је са концептом заједничког сагоревања биомасе и угља могуће заменити 5-30% угља обновљивим горивима-биомасом. Само гајење енергетских плантажа Dimitri (1987) истиче да ће зависити од површине подручја којим се располаже, погодности терена, расположивости одговарајућег материјала за размножавање, постојања рационалних производних метода и производње материјала жељених карактеристика и облика.

Сеча енергетске плантаже након једног циклуса опходње (сваке 2. године) је најидеалније радити у периоду ван вегетационог периода, у јесен после опадања листова, јер је тада садржај воде у биљци најмањи, при чему је највећа количина храњивих материја сконцентрисана у корену и пању. Такође је пожељно вршити сечу плантаже кад је земљиште замрзнуто, јер се на тај начин земљиште најмање структурно оштећује.

Vacek et al. (2009) истичу два начина сече стабала:

1) Сеча и везивање у свежњеве, при чему се користи специјални механизам монтиран на трактор који сече дрвеће на одговарајућој висини и везује их у свежњеве, који се складиште на сечини и одмах одвозе до места коначне прераде.

2) Сеча уситњавањем је начин који се користи код већине самоходних машина које врше иверање дрвета на лицу места.

Други начин је прихватљивији само у случају да се уситњена биомаса одмах суши и косагорева са угљем, јер само складиштење тако уситњене биомасе може бити ризично. Наиме, повећање додирне површине честица биомасе, може довести до појаве статичког електрицитета, а самим тим и варнице која би узроковала пожар, што није погодно у условима суве уситњене биомасе у складиштима.

Врбе су дрвенасте биљне врсте које су изузетно адаптивне на станишне прилике и климатске услове, тако да велики проценат опстане након садње, што је веома важно код формирања енергетских плантажа. Имају способност веома добре акумулације не само храњивих материја, већ и тешких метала због својих изражених карактеристика:

- лако се размножавају резницама тј. вегетативним путем са екстензивним кореновим системом са високом евапотранспирацијом која може стабилизovati загађиваче (Aasamaa et al. 2010);

- адаптивне су и могу да успевају на деградираним стаништима (Justin et al. 2010);

- имају високу производњу биомасе (Kowalik, Randerson, 1994);

Такође, не захтевају посебан третман у смислу неге (неопходна је само велика количина воде у земљишту), а истовремено дају изузетно висок принос дрвне масе, што је веома добро, јер се могу применити на деградираним земљиштима као што су: терени одлагалишта муља, рудничке јаловине, отпада и сл.

С обзиром да су врбе изузетни хиперакумулатори тешких метала, намеће се питање шта радити са токсичним металима, као што је Cd, који приликом сагоревања остаје у пепелу. Предложено је да се врши сепарација пепела, при чему се тежи део пепела без Cd може поново вратити у засад као ђубриво, а лакши део (највећи део пепела), може се депоновати или рециклирати у циљу добијања концентрованог Cd за друге примене (Klang-Westin, Eriksson, 2003). На овај начин примена врба као горива за сагоревање дозвољава и могућност „фиторударства“, рециклирања акумулираних тешких метала путем филтрирања дима и правилног руковања и прераде пепела заосталог након сагоревања (Perttu, Kowalik, 1997; Dahl, 2000).

## 4. МАТЕРИЈАЛ И МЕТОД РАДА

### 4.1. Биљни материјал

Проучавани биљни материјал обухвата четири генотипа (клона) који припадају два врстама врба, кошарастој (*Salix viminalis*) и белој врби (*Salix alba*):

- Клон I. *Salix viminalis*;
- Клон II. *S. alba* – клон Б-44;
- Клон III. *S. alba* – клон 347; и
- Клон IV. *S. alba* – клон NS 73/6.

Клон Б-44, чији је аутор Драгољуб Јовић, пореклом је из природне популације – локалитет Барања, Медровић. Клон NS 73/6, чији је аутор др Иван Херпка из Института за тополарство у Новом Саду, такође потиче из природне популације – Подунавља.

Оба ова клона је почетком 1980-их година регистровао Савезни комитет за пољопривреду Социјалистичке Федеративне Републике Југославије, при чему је NS 73/6 увршћен и у Државни регистар Белорусије под називом „Дрина“ (<http://sorttest.by/index.php>). Клон 347 потиче из природних популација и није регистрован код нас.

Биљни материјал је прибављен из матичњака расадника „Ратно острво“, који припада ЈП „Војводинашуме“, ШГ Нови Сад, ШУ Каћ. Приликом узимања резница водило се рачуна да оне буду приближних морфолошких димензија.

### 4.2. Постављање огледа

Земљиште за потребе заснивања огледа (око 5 t земљишта) ископано је багером из РБ Колубара, „Електропривреда Србије“ а.д., на локалитету Канал Црних вода, у атару Вреоци, с различитих дубина, затим хомогенизовано и паковано у полиетиленске кесе (запремине 10 l). Овако измешаним земљиштем је напуњено 120 кеса по клону (укупно 480 кеса). Кесе са земљиштем су пренете у Расадник Шумарског факултета Универзитета у Београду и потом коришћене за садњу четири клона врба. На почетку сваког вегетационог периода, супстрат је, ради додатне контаминације, заливан воденим раствором соли тешких метала [ $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$ , 112,4 ppm;  $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ , 63,5 ppm;  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ , 104,0 ppm;  $\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ , 74,9 ppm;  $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ , 58,7 ppm;  $\text{PbNO}_3$ , 207,2 ppm] у концентрацији  $10^{-3} \text{ mol/dm}^3$ . Критеријум одабира ових метала био је њихов токсични утицај на биљке, као и способност врба да их усвоје из земљишта, на шта указују подаци у релевантној литератури.

Оглед за анализу реакције четири генотипа врба у неконтаминираној и контаминираној подлози и њиховог фиторемедијационог потенцијала постављен је у расаднику Шумарског факултета Универзитета у Београду. Крајем марта 2019. године, засађене су по три резнице у сваку кесу са контаминираним супстратом, укупно 1440 резница. Преостали број резница врба (1440) засађен је на контролно земљиште (леја расадника) за испитивање разлика између утицаја контаминираних и неконтаминираних подлоге. Све резнице (2880) су пре садње потопљене у фунгицид „Бакарни оксихлорид-50“ [ $\text{Cu}_2(\text{OH})_3\text{Cl}$ ] (Галеника а.д. Београд).



### 4.3. Анализа физичких и хемијских својстава земљишта

Анализа земљишта је обављена у лабораторији Института за шумарство Београд и обухватила је одређивање физичких и хемијских особина земљишта, квантитативно одређивање садржаја штетних и опасних материја, као и садржаја микроелемената у узорцима земљишта. Узорци земљишта су сушени до ваздушно сувог стања, а затим млевени у авану и просејани кроз сито финоће 2 mm.

Анализа физичких особина земљишта се састојала у одређивању текстурног састава по Ехвалдовим границама за текстурне класе (Cools, DeVos, 2020).

Анализе хемијских карактеристика земљишта су обухватиле одређивање:

1. Активне киселости земљишног раствора (pH у H<sub>2</sub>O), потенциометријски (Cencelj, 1966);
2. Супституционе киселости (pH у KCl), потенциометријски (Cencelj, 1966);
3. Садржаја слободних (земноалкалних) карбоната, волуметријски, односно дејством раствора хлороводоничне киселине (HCl) на земљиште и мерењем запремине ослобођеног угљендиоксида (CO<sub>2</sub>) (Džamić et al., 1996);
4. Садржаја укупног хумуса и органске материје (%), методом по Тјурину у модификацији Симакова, волуметријски (Džamić et al., 1996);
5. Садржаја укупног азота (N) у земљишту (%), методом по Кјелдалу (Džamić et al., 1996);
6. Односа угљеника и азота (C/N), рачунски;
7. Садржаја биљкама лако приступачних облика фосфора (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) (mg/100 g), Al-методом по Egner-Riehm-у, колориметријски;
8. Садржаја биљкама лако приступачних облика калијума (K<sub>2</sub>O) (mg/100 g), Al-методом методом по Егнер-Риехм-у, пламенфотометријски.

За одређивање садржаја тешких метала (Ni, Cu, Cr, Cd, Pb и As) у земљишту, контаминирано земљиште је узорковано узимањем по неколико грама супстрата из сваке кесе. Упоредо, узорковано је земљишта из леје Расадика Шумарског факултета, где је гајен контролни биљни материјал. Хемијске анализе су изведене на ваздушно сувим узорцима, а количине одређиваних анализата су прерачунате на апсолутно суво стање земљишта. Тешки метали, који су растворени у царској води, екстраховани су дигестацијом у микроталасном дигестору ETHOS EASY (Milestone Srl, Sorisole, Italy). Добијени екстракт је профилтриран и допуњен до 50 ml. У тако добијеном екстракту, садржај тешких метала је читаван у неколико понављања (n = 6) за контаминирано и контролно земљиште у ICP-OES спектрометру VISTA-PRO (Varian Australia Pty. Ltd., Victoria, Australia), према методологији Cools и De Vos (2020). Добијене вредности су упоређене са граничним максималним вредностима (GMV), као и ремедијационим вредностима (RV) концентрација опасних и штетних материја и вредностима које могу указати на значајну контаминацију земљишта, према Уредби о граничним вредностима загађујућих, штетних и опасних материја у земљишту („Сл. гласник РС“, бр. 30/2018 и 64/2019).

#### **4.4. Морфолошки, анатомски и физиолошки показатељи**

Анатомске анализе су спроведене са циљем да се утврди који од анализираних клонова има најподесније карактеристике за употребу у индустрији целулозе и пулпе. Што се тиче морфолошких параметара, они су значајни ради процене квалитета и потенцијала садног материјала, а нарочито значајан фактор у том смислу представља пречник кореновог врата. Физиолошки параметри указују на капацитет одвијања основних метаболичких процеса у биљци.

##### **4.4.1. Морфолошки показатељи**

Морфолошке карактеристике клонова врба су одређене на узорку од 50 садница по клону, на контаминираним и контролним земљишту. Анализа је изведена на почетку и крају вегетационог периода, при чему су истраживани следећи параметри:

- висина биљака (cm);
- пречник биљака у кореновом врату (mm);
- лисну површину (cm<sup>2</sup>), преносивим спектрометријом (LI-1800).

Висина је мерена помоћу лењира са тачношћу од 0,1cm, као растојање од кореновог врата до терминалног пупољка. Пречник кореновог врата је мерен у зони транзиције од корена до надземног дела коришћењем дигиталног нонијуса са тачношћу од 0,1mm. Да би се добило учешће три различита сегмента (срчевина, кора и ксилем), било је потребно израчунати укупан пречник, а затим одредити процентуално учешће сваког од ових делова у односу на укупан пречник (Ozden, Ennos, 2018).

##### **4.4.2. Анатомски показатељи**

Материјал за анатомске анализе је припремљен према стандардној методологији (Yaltirik, 1971), а мацерација је вршена по Franklin-овој методи (1945), након чега су мерене димензије дрвних влакана (либриформа). За сваку анатомску карактеристику дрвних влакана извршено је по 40 мерења (IAWA, 1989). У сврху мерења појединих карактеристика трахеја и дрвних влакана коришћен је микроскоп (Voescel & Co. GmbH & Co. KG), док су фотографије добијене помоћу специјализованог софтвера који служи за њихову анализу (Верзија 3.4.0., 2016). Анализирани су следећи параметри:

- дужина влакана;
- ширина влакана;
- ширина лумена влакана;
- дебљина ћелијског зида;
- ширина трахеја;
- ширина и висина трака лигнума.

#### 4.4.3. Фотосинтетски показатељи

Анализа параметара размене гасова су вршене употребом апарата LCpro+ (ADC Bioscientific, UK). Мерење је вршено на узорку од четири биљке по клону и третману у четири понављања (укупно 16 понављања). Анализирани су следећи параметри:

- Интензитет фотосинтезе (A) ( $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ );
- Стоматерна проводљивост (gs) ( $\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ );
- Интерцелуларна концентрација  $\text{CO}_2$  (ci) ( $\mu\text{mol mol}^{-1}$ );
- Интензитет транспирације (E) ( $\text{mmol H}_2\text{O m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ );
- Ефикасност коришћења воде (WUE) ( $\mu\text{mol CO}_2 \text{ mmol}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$ ).

Прва четири параметра су читавана непосредно, док је ефикасност коришћења воде (WUE) израчуната као однос интензитета фотосинтезе и транспирације (A/E) [ $\mu\text{mol mmol}^{-1}$ ], а ендогена ефикасност коришћења воде (iWUE) као однос интензитета фотосинтезе и стоматерне проводљивости (A/gs) [ $\mu\text{mol mol}^{-1}$ ] (Zhang et al., 2003).

#### 4.5. Анализа концентрације тешких метала у биљним органима

За потребе анализе тешких метала (Ni, Cu, Cr, Cd, Pb и As) у биљном материјалу, саднице су посечене пре краја вегетационог периода 2021. године. За одређивање садржаја тешких метала у контаминираним и контролним биљним материјалу, узети су узорци корена, стабла и листа. Узорци су сушени на температури од 40 °C, а затим самлевени у прах. Припремљеним узорцима одређена је влага сушењем на 105 °C. Потом је 0,2 g млевеног материјала познате влажности наливено са 8 ml концентроване азотне киселине ( $\text{HNO}_3$ ), као и са 2 ml водоник-пероксида ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ). Дигестија је обављена у микроталасном дигестору ETHOS EASY (Milestone Srl, Sorisole, Italy). Разорени узорци су доведени до 25 ml. Одређивање укупних количина тешких метала у биљном материјалу обављено је у неколико понављања (n = 6) по органу и клону у ICP-OES спектрометру VISTA-PRO (Varian Australia Pty. Ltd., Victoria, Australia).

#### 4.6. Анализе калоријских вредности биомасе различитих клонова и различитих узорака лигнита

Анализе калоријских вредности биомасе различитих клонова врба и различитих узорака лигнита су вршене у лабораторији Прераде РБ Колубара. Одређивање садржаја воде у узорцима угља и врба урађено је сушењем – аналитички.

Одређивање топлотног садржаја у биомаси врба и узорцима угља је изведено према стандарду SRPS В.Н. 8312.

#### **4.6.1. Калоријске вредности истраживаних клонова врба**

Узорци истраживаних клонова врба, гајених на контаминираном и контролном земљишту, самлевени су лабораторијским млиновима за угаљ, након чега је одређена њихова калоријска вредност – калориметром (ИКА С 5003).

#### **4.6.2. Калоријске вредности узорака угља**

За потребе одређивања калоријске вредности угља, узета су три узорка лигнита из РБ Колубара. Први узорак (U1) је узет из источног дела РБ Колубара и представља мешани узорак са поља Б/Ц и Е. Други узорак (U2) је узет из другог краја источног дела басена и представља мешани узорак са поља Б/Ц и Е. Трећи узорак лигнита (U3) је узет из западног дела басена, на утоварном месту Дробилана Каленић и представља мешани угаљ са „Тамнава – Западно поље“ и поља Г.

Узорци лигнита су самлевени лабораторијским млиновима за угаљ, након чега је одређена калоријска вредност – калориметром (ИКА С 5003), без корекције. Корекција представља увећање калоријске вредности услед настанка азотне и сумпорне киселине и није узета у обзир, јер је циљ био утврдити разлике калоријских вредности лигнита, као и његове смеше с биомасом, ради побољшања енергетске ефикасности испитиваних узорака лигнита.

#### **4.7. Анализе калоријских вредности смеше биомасе и узорака угља**

Анализе калоријских вредности смеше биомасе врба и узорака угља односе се на косагоревање биомасе различитих клонова врба са различитим узорцима лигнита (U1, U2 и U3). Смеше су припремљене комбиновањем сваког од трију узорака лигнита и биомасе сваког истраживаног клона врба (са контаминираног и контролног земљишта), при чему је биомаса лигниту додата у различитим процентима (5%, 10%, 15% и 20%). Калоријска вредност смеша је одређена калориметријски (ИКА С 5003), без корекције и израчуната је разлика између калоријских вредности лигнита и различитих смеша са биомасом врба.

#### **4.8. Статистичка обрада података**

Статистичка обрада нумеричких података је изведена у складу с дескриптивним, регресионим, униваријатним, биваријатним и мултиваријатним методама. За податке који се односе на морфо-анатомске и фотосинтетске карактеристике генотипова врба, садржај тешких метала у земљишту и биљном материјалу, као и калоријске вредности угља, биомасе и различите смеше угља и биомасе, најпре су одређени дескриптивни статистички показатељи (аритметичка средина, распон мерених вредности, стандардна девијација и коефицијент варијације). Међусобни односи појединих морфо-анатомских параметара (анатомских особина дрвета и пречника у нивоу кореновог врата и висине), у третману тешким металима и контроли, утврђена је регресионом анализом – Pearson-овим коефицијентом корелације. Значајност разлика између средњих вредности морфо-анатомских карактеристика клонова врба, узорака угља, биомасе и њихових различитих

смеша, као и контаминираног и контролног земљишта/биљног материјала, утврђена је анализом варијансе (енгл. One-way Analysis of Variance – ANOVA).

Двофакторска ANOVA и Tukey-ев HSD (Honestly significant difference) тест су примењени у нивоу значајности 95% за анатомске показатеље клона, третмана и њихове интеракције, док је у осталим случајевима, као *post hoc* тест, примењен Fisher-ов тест најмањих значајних разлика (енгл. Least significant difference – LSD).

У појединим случајевима, тумачење структуре мерења и јаснија интерпретација резултата су изведени анализом главних компонената (енгл. Principal Component Analysis – PCA). У циљу идентификације променљивих, које у највећој мери доприносе дискриминацији узорака – свих генотипова врба у односу на тешке метале, биљни материјал је анализиран каноничком дискриминантном анализом (енгл. Canonical Discriminant Analysis – CDA). Тако су добијени дводимензионални графикони дистрибуције тачака за садржај тешких метала у органима проучаваних генотипова врба у зависности од третмана. За сваку осу (DA1, DA2) упоређене су својствене вредности (eigenvalues) и представљен је проценат којим свака оса учествује у описивању укупне варијабилности променљивих и узорака.

Свим статистичким анализама је претходило тестирање нормалности и колинеарности података. Нормалност дистрибуције података је процењена коришћењем Shapiro–Wilk-овог теста, колинеарност Pearson-овим коефицијентом корелације.

Статистичке анализе су изведене у рачунарском програмима Microsoft Excel, DSAASTAT (верзија 1.101.) STATISTICA 8.0 (StatSoft Inc. 2001) и 12 (StatSoft, Inc. 2012), као и STATGRAPHICS CENTURION XVI.I (2009; Statpoint Technologies, Inc., Warrenton, VA, USA).

## 5. РЕЗУЛТАТИ ИСТРАЖИВАЊА И ДИСКУСИЈА

### 5.1. Анализа карактеристика земљишта

Бројна истраживања (Kabata-Pendias, Pendias, 1989; Tiwari, Dhar, 1992; Chehregani, Malaieri, 2007) указују на загађење рударског басена, било да је загађење тешким металима присутно у ваздуху или земљишту и води (Chanei et al., 1999; Panova et al., 1999; Nagy et al., 2006; Das et al., 2008; Bian et al., 2009; Rey et al., 2013; Marrugo-Negrete et al., 2017).

Тешки метали у земљишту могу бити природног и антропогеног порекла и јављају се у различитим облицима и концентрацијама.

Природни извори тешких метала су минерали који улазе у састав матичне стене из које настаје земљиште. Тешки метали антропогеног порекла доспевају у земљиште на различите начине као последица многих људских активности (индустријска постројења, сагоревање фосилних горива, примена минералних ђубрива и заштитних хемијских једињења у пољопривреди, отпадне индустријске и канализационе воде и др.).

#### 5.1.1. Физичке карактеристике земљишта

Неконтраминирано земљиште у леји (Таб. 2) у просеку по текстурном саставу припада глиновитим иловачама, које су лакшег текстурног састава на прелазу према песковито глиновитим иловачама. Од текстурних фракција најзаступљенија је фракција ситног песка, затим глине, па праха. Инфилтрација и филтрација воде у земљиште у лејама је спорија него што је то случај са идеалним земљиштима за расаднике (иловастиг састава), међутим, постоје услови за дренажу и улазак ваздуха у дренажне поре.

**Табела 2.** Текстурни састав неконтраминираниог земљишта

	Тип земљишта	Песак %		Праш %	Глина %	Песак %	Глин а %	Текстурна класа
		Крупан	Ситан					
1	Неконтраминирано земљиште	8.80	32.80	28.30	30.10	41.60	58.40	Глиновита иловача
2		10.10	34.30	24.70	30.90	44.40	55.60	Песковито глиновита иловача
3		8.50	34.50	26.30	30.70	43.00	57.00	Песковито глиновита иловача
4		8.20	33.00	28.00	30.80	41.20	58.80	Глиновита иловача
5		5.70	34.80	28.00	31.50	40.50	59.50	Глиновита иловача
6		8.90	33.10	27.70	30.30	42.00	58.00	Глиновита иловача
<b>Просек</b>		<b>8.37</b>	<b>33.75</b>	<b>27.17</b>	<b>30.72</b>	<b>42.12</b>	<b>57.88</b>	
Средња грешка аритм. средине		±0.60	±0.36	±0.57	±0.20	±0.57	±0.57	
Ст.дев.		1.46	0.88	1.40	0.49	1.39	1.39	

**Табела 3.** Текстури састав контаминираног земљишта

	Тип земљишта	Песак %		Прах %	Глина %	Песак %	Глина %	Текстури класа
		Крупан	Ситан					
1	Контаминирано земљиште	13.80	27.50	25.80	32.90	41.30	58.70	Глиновита иловача
2		13.20	27.90	26.80	32.10	41.10	58.90	Глиновита иловача
3		9.90	28.60	26.40	35.10	38.50	61.50	Глиновита иловача
4		10.80	24.60	30.20	34.40	35.40	64.60	Глиновита иловача
5		11.20	25.30	29.90	33.60	36.50	63.50	Глиновита иловача
6		11.40	25.20	28.90	34.50	36.60	63.40	Глиновита иловача
<b>Просек</b>		<b>11.72</b>	<b>26.52</b>	<b>28.00</b>	<b>33.77</b>	<b>38.23</b>	<b>61.77</b>	
Ст.дев.		1.49	1.68	1.90	1.12	2.51	2.51	
Средња грешка аритм. средине		±0.61	±0.69	±0.78	±0.46	±1.02	±1.02	

Контаминирано земљиште (Таб. 3) је нешто тежег текстуриног састава него земљиште у леји, иако припада истој текстуриној класи (глиновита иловача). Најзаступљенију фракцију у текстурином саставу чини фракција глине (честице мање од 0,002 mm), а затим прах. Због тежег текстуриног састава земљишта у кесама, земљиште је слабије пропустљиво за воду и слабије аерисано од неконтаминираног земљишта.

### 5.1.2. Хемијске карактеристике земљишта

Активна киселост земљишног раствора узорка земљишта у неконтаминираном земљишту износи  $7,89 \pm 0,01$  рН јединица (Таб. 4). Код свих шест анализираних узорака земљишта у неконтаминираном земљишту рН вредност је блиска граничној вредности између слабо и умерено алкалне реакције ( $7,90$  рН јединица).

Супституциона киселост земљишта у неконтаминираном земљишту износи  $7,11 \pm 0,02$  рН јединица. Слабо до умерено алкална реакција земљишног раствора у неконтаминираном земљишту је последица присуства слободних карбоната. Према садржају слободних карбоната земљиште у судовима спада у слабо карбонатна земљишта са просечним садржајем  $5,23 \pm 0,08$  %. Садржај укупног хумуса и органске материје износи  $2,69 \pm 0,04$  %, што неконтаминирано земљиште сврстава у слабо хумусна земљишта. Биљкама је лако приступачним фосфором и калијумом земљиште веома добро обезбеђено.

Активна киселост земљишног раствора контаминираног земљишта износи  $7,78 \pm 0,03$  рН јединица, што ово земљиште сврстава у слабо алкална земљишта (Таб. 4). Супституциона киселост износи  $7,05 \pm 0,01$  рН јединица. И поред слабо алкалне реакције земљишног раствора у узорцима земљишта из контаминираног земљишта нису констатоване веће количине слободних карбоната. У свим анализираним узорцима из контаминираног земљишта, количина карбоната је мања од 1%, што ово земљиште сврстава у бескарбонатна земљишта.

Овако низак садржај карбоната, при доста високој рН вредности земљишта, индицира да алкална реакција не потиче од карбоната земноалкалних елемената (Са и Mg), већ од карбоната алкалних елемената (Na и K).

**Табела 4.** Хемијска својства неконтаминираниог и контаминираниог земљишта

Понављања	Тип земљишта	pH		CaCO <sub>3</sub>	Укупни		C/N	Пристапачни	
		H <sub>2</sub> O	KCl		хумус	N		P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
				%	%	%			
1	Неконтаминиранио земљиште	7.93	7.08	5.40	2.59	0.26	5.84	28.53	25.30
2		7.88	7.12	5.20	2.59	0.16	9.64	25.00	24.60
3		7.89	7.15	5.35	2.76	0.22	7.37	25.00	26.80
4		7.89	7.14	5.34	2.70	0.19	8.30	24.30	25.70
5		7.91	7.12	5.22	2.64	0.11	13.57	24.30	27.40
6		7.86	7.04	4.86	2.85	0.12	14.27	26.88	27.40
<b>Просек</b>		<b>7.89</b>	<b>7.11</b>	<b>5.23</b>	<b>2.69</b>	<b>0.17</b>	<b>9.83</b>	<b>25.67</b>	<b>26.20</b>
Ст.дев.		0.02	0.04	0.20	0.10	0.06	3.41	1.69	1.17
Средња грешка аритм. средине		±0.01	±0.02	±0.08	±0.04	±0.02	±1.39	±0.69	±0.48
1	Контаминиранио земљиште	7.74	7.08	0.72	4.81	0.14	20.09	14.41	20.10
2		7.74	7.04	0.18	5.77	0.16	21.08	17.01	20.50
3		7.80	7.04	0.96	5.17	0.22	13.95	12.87	19.80
4		7.77	7.05	0.40	4.86	0.13	22.16	14.21	18.00
5		7.90	7.04	0.37	4.75	0.13	20.81	11.78	17.60
6		7.71	7.04	0.58	4.83	0.18	15.32	13.05	18.30
<b>Просек</b>		<b>7.78</b>	<b>7.05</b>	<b>0.53</b>	<b>5.03</b>	<b>0.16</b>	<b>18.90</b>	<b>13.89</b>	<b>19.05</b>
Ст.дев.		0.07	0.02	0.28	0.40	0.03	3.40	1.80	1.23
Средња грешка аритм. средине		±0.03	±0.01	±0.11	±0.16	±0.01	±1.39	±0.74	±0.50

Садржај хумуса у контаминираниом земљишту износи  $5,03 \pm 0,16$  % (Таб. 4). То значи да је контаминиранио земљиште, према садржају хумуса, на прелазу између доста и јако хумозног.

Садржај укупног азота је јако варијабилан у контаминираниом земљишту, а однос C/N је широк. То значи да су процеси минерализације органских облика азота успорени, да већи део минералних облика азота који се ослободи из органске материје користе сапрофитни микроорганизми, а да само мањи део остаје за биљке.

Просечан садржај биљкама лако пристапачног фосфора у земљишту у контаминираниом земљишту износи  $13,89 \pm 0,74$  mg/100g земљишта, што ово земљиште сврстава у средње обезбеђене фосфором.

Према садржају биљкама лако пристапачних облика калијума ( $19,05 \pm 0,50$  mg/100g земљишта) земљиште у контаминираниом земљишту је на прелазу између средње и добро обезбеђених.

## 5.2. Анализа биљака

Тешки метали негативно утичу и на морфолошке показатеље. Њихови негативни ефекти утицаја се највише огледају кроз нарушавање структуре хлоропласта, синтезе хлорофила, каротеноида, пластохинона, деструктивним деловањем на пигмент-протеинске комплексе, конформацију и активност ензима, пренос електрона у транспортним ланцима



дисања и фотосинезе (Becceril et al., 1988; Seregin, Ivanov, 2001; Milone et al., 2003; Pietrini et al., 2005; Seregin, Kozhevnikova, 2006).

Vasilev et al., (2005) су утврдили смањење концентрације хлорофила, а последично и интензитета фотосинтезе у два клона врба третираних повишеним концентрацијама Cd у воденим културама. Интензивније акумулирање кадмијума и никла у младим листовима врба има за последицу нарушавања фотосинтетичког и респираторног метаболизма. Тај ниво се задржава неко време, да би са старењем листа, почео да опада, услед чега стари листови имају мањи допринос производњи органске материје од младих (Hirano et al., 1994).

### 5.2.1. Висински прираст – висина биљака

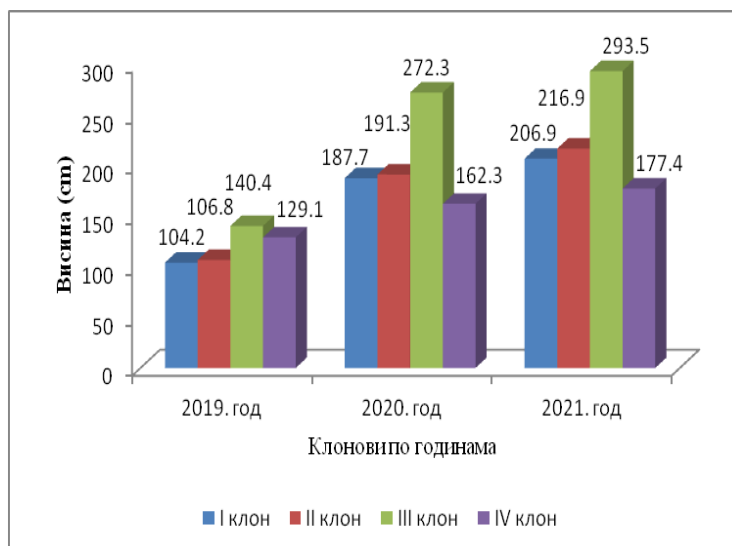
Cunniff et al. (2015) су истраживали улогу генотипа и животне средине на биомасу надземног и подземног дела, четири генотипа врбе узгајана на две локације и то у југоисточној Енглеској и западном Велсу. Идентификоване су значајне генотипске разлике у расподели биомасе, при чему се подземна локација разликује до 10% између генотипова, а утврђено је да је површина листа добар показатељ, како подземне, тако и надземне биомасе. Ови резултати показују да постоји капацитет за узгој биљака са високим приносима биомасе и високим потенцијалом за акумулацију угљендиоксида.

У истраживањима, за потребе ове дисертације, а на основу висина биљака I клона, у неконтраминираним (контролним) земљиштима, добијене су средње вредности висина биљака, које су варирале у распону од 104,2 cm до 206,9 cm, код биљака II клона, вредности су варирале од 106,8cm до 216,9 cm средње, код III клона вредности висина биљака, варирале су у опсегу од 140,4 cm до 293,5cm средње вредности и код биљака IV клона вредности од 129,1 cm до 177,4cm. Највећу варијабилност у погледу висина, односно висинског прираста, показао је III клон (Таб. 5).

**Табела 5.** Висина свих клонова у неконтраминираним (контролним) земљиштима за период од 2019. год. до 2021.год.

	2019. год	2020. год	2021. год
I клон	104.2	187.7	206.9
II клон	106.8	191.3	216.9
III клон	140.4	272.3	293.5
IV клон	129.1	162.3	177.4

Добијени резултати јасно указују да је клон број III, (*Salix alba* – клон 347) после треће године, клон са највећим висинским прирастом, док је клон IV (*Salix alba* – клон НС 73/6), клон са најмањим висинским прирастом.



**Слика 3.** Висина свих клонова у неконтаминираним земљишту за период од 2019 год. до 2021. год.

Добијени резултати су у сагласности са подацима Greene (2016), који је у својим истраживањима, добио сигнификантне стопе раста врбе *Salix babylonica* добијених из резница.

На основу средњих вредности висина биљака свих клонова који су гајени у контаминираним земљишту, добијене су вредности:

за клон I - 56,5 cm до 122,1 cm,

за клон II - 43,8 cm до 110,4 cm,

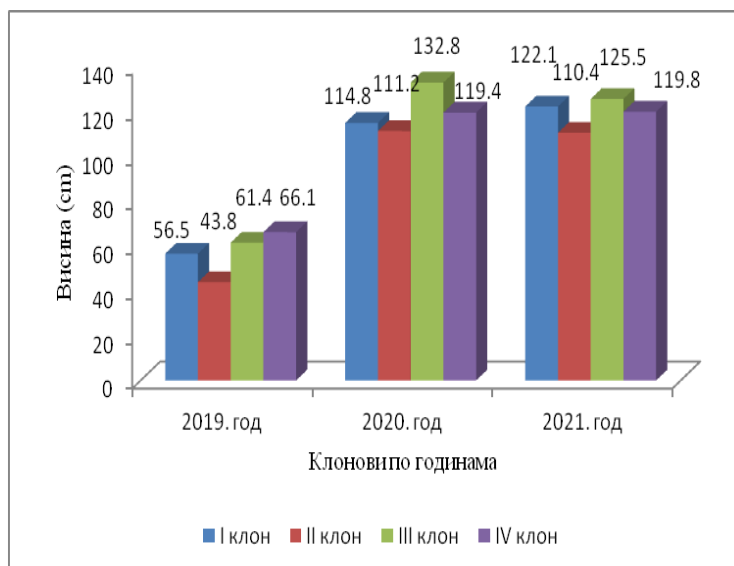
за клон III, од 61,4 cm до 125,5 cm,

за клон IV од 66,1 cm до 119,8 cm, (Таб. 6; Сл. 4).

Добијени резултати указују да је клон III (*Salix alba* – клон 347) клон са највећим висинским прирастом, док је клон IV (*Salix alba* – клон НС 73/6, клон са најмањим висинским прирастом).

**Табела 6.** Висина свих клонова у контаминираним земљишту за период од 2019. год. до 2021. год.

	2019. год	2020. год	2021. год
I клон	56,5	114,8	122,1
II клон	43,8	111,2	110,4
III клон	61,4	132,8	125,5
IV клон	66,1	119,4	119,8



**Слика 4.** Висина свих клонова у контаминираним земљишту за период од 2019. год. до 2021. године

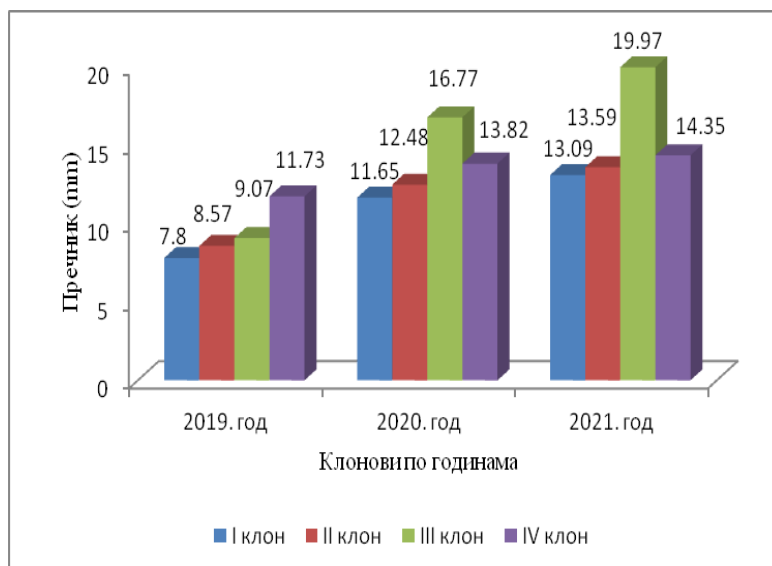
Добијени резултати показују да биљке гајене на неконтаминираним земљишту, за 50% и више процената имају већи висински прираст ( $H_{sr}=223$  cm), од биљака које су гајене на загађеном земљишту ( $H_{sr}=120$  cm). Клон III се значајно истицао својом висином на неконтаминираним станишту, док су разлике између клонова на контаминираним станишту биле знатно мање. (слика 3 и слика 4).

### 5.2.2. Пречник биљака

Подаци о величинама пречника у неконтаминираним земљишту свих клонова у периоду од 2019. године до 2021. године представљени су у табели 7. На основу средњих вредности пречника биљака клона I добијене су вредности које су варирале до 7,80 mm за 2019. годину, до 11,65 mm за 2020. годину и 13,09 mm за 2021. годину. Клон II карактеришу вредности до 8,57 mm за 2019. годину, од 12,48 mm за 2020. годину и од 13,59 mm за 2021. годину. Код III клона вредности су варирале до 9,07 mm за 2019. годину, до 16,77 mm за 2020. годину и 19,97 mm за 2021. годину, док су код клона IV биле до 11,73 mm за 2019. годину, 13,82 mm за 2020. годину и 14,35 mm за 2021. годину. Добијени резултати указују да се клон III карактерише највећим пречником, за разлику од клона I, кога одликује најмањи пречник.

**Табела 7.** Пречник у неконтаминираним земљишту свих клонова у периоду од 2019. године до 2021. године

ПРЕЧНИК (mm)			
	2019. год	2020. год	2021. год
I клон	7,8	11,65	13,09
II клон	8,57	12,48	13,59
III клон	9,07	16,77	19,97
IV клон	11,73	13,82	14,35



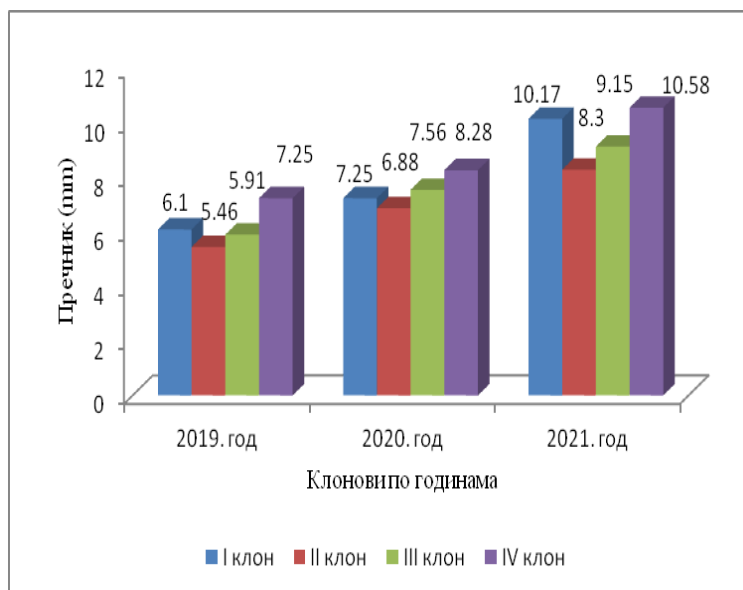
**Слика 5.** Пречник у неконтаминираним земљишту свих клонова у периоду од 2019. године до 2021. године

Подаци о величинама пречника кореновог врата на контаминираним земљишту свих клонова у периоду од 2019. године до 2021. године илустровани су у табели 8. На основу средњих вредности пречника биљака свих клонова, на крају вегетације 2021. године, забележене су вредности следеће: 10.17 mm за клон I, 8.3 mm за клон II, 9.15mm за клон III и 10.58 mm за клон IV (Таб. 8).

**Табела 8.** Пречник у контаминираним земљишту свих клонова у периоду од 2019. године до 2021. године

ПРЕЧНИК (mm)			
	2019. год	2020. год	2021. год
I клон	6,1	7,25	10,17
II клон	5,46	6,88	8,3
III клон	5,91	7,56	9,15
IV клон	7,25	8,28	10,58

Подаци за пречник (мерени у зони кореновог врата), су дати и на слици 6. Добијени резултати указују да је на крају вегетационог периода највећи пречник имао клон IV, а најмањи клон II.



**Слика 6.** Пречник у контаминираним земљишту свих клонова у периоду од 2019. године до 2021. године

### 5.2.3. Лисна површина

Лисна површина код биљака, као асимилациона површина, одговорна је за низ физиолошко биохемијских процеса. Она регулише процесе фотосинтезе и одавање воде код биљака, одговорна је за транспорт асимилата и воде, као и накупљање одређених једињења и елемената. У процесу фиторемедијације накупљају се одређени елементи, што утиче на њихову транслокацију, због тога је изучавање њене величине и трајности изузетно важна са аспекта формирања количине биомасе.

Анализе физиолошких параметара у студији утицаја тешких метала код топола и врба су показале значајнији физиолошки одговор код врба у односу на тополе. Површина листова игра важну улогу у многим процесима санације, посебно због његовог односа према фотосинтетичкој продуктивности.

Анализом варијансе (ANOVA), утврђење су значајне статистичке разлике (на нивоу поверења 95%) између средњих вредности површине листова код биљака гајених у контаминираним земљишту у односу на оне биљке које су гајене у неконтаминираним - контролном земљишту. Резултати по клоновима приказани су у табелама 9-14.

Резултати анализе варијансе (ANOVA) и (LSD) теста су указали на постојање статистички значајних разлика између свих проучаваних клонова. На контаминираним земљишту, прву групу, са највећом средњом вредношћу површине листова, чини IV клон, другу групу чине I и III клон, док трећу групу, са најмањом средњом вредношћу површине листова, чини II клон. На неконтаминираним земљишту се издвајају исте хомогене групе.

**Табела 9.** Разлике лисних површина између контаминираних и неконтаминираних биљака првог клона.

Фактор	Број узорака	Средња вредност	Стандардна девијација	Коефицијент варијације	Минимум	Максимум	Домен варирања
1	100	25,3685	5,05515	19,9269%	16,1156	41,5593	25,4437
2	100	36,2496	5,66953	15,6402%	23,052	53,7038	30,6518
Укупно	200	30,809	7,64543	24,8155%	16,1156	53,7038	37,5882

ЛЕГЕНДА: Фактор 1 – контаминирано земљиште; Фактор 2 – неконтаминирано (контролно) земљиште

**Табела 9. 1.** Тестирање нулте хипотезе

Фактори варирања	Сума квадрата	Степени слободе	Сума квадрата	Ф-вредност	Р-вредност
Између група	5919,96	1	5919,96	205,20	0,0000
Унутар група	5712,11	198	28,849		
Сума	11632,1	199			

**Табела 9. 2.** Тест вишеструког поверења за 95% и LSD)

Фактор	Број узорака	Средња вредност	Хомогеност група
1	100	25,3685	X
2	100	36,2496	X

**Табела 9. 3.** Поређење контаминираних и неконтаминираних станишта

Поређење фактора	Значајност разлика	Разлика	Домен варирања
1 – 2	*	-10,8811	1,49793

\* разлика означава статистичку значајност

**Табела 10.** Разлике лисних површина између контаминираних и неконтаминираних биљака другог клона

Фактор	Број узорака	Средња вредност	Стандардна девијација	Коефицијент варијације	Минимум	Максимум	Домен варирања
1	100	22,9429	6,37388	27,7815%	11,0138	34,8237	23,8099
2	100	34,7288	5,2843	15,2159%	20,1374	45,8227	25,6853
Total	200	28,8359	8,3069	28,8075%	11,0138	45,8227	34,8089

ЛЕГЕНДА: Фактор 1 – контаминирано земљиште; : Фактор 2 – неконтаминкирано (контролно) земљиште

**Табела 10. 1.** Тестирање нулте хипотезе

Фактори варирања	Сума квадрата	Степени слободe	Сума квадрата	F-вредност	P-вредност
Између група	6945,44	1	6945,44	202,64	0,0000
Унутар група	6786,47	198	34,2751		
Сума	13731,9	199			

**Табела 10. 2.** Тест вишеструког поверења за 95% и LSD)

Фактор	Број узорака	Средња вредност	Хомогеност група
1	100	22,9429	X
2	100	34,7288	X

Поређење фактора	Значајност разлика	Разлика	Домен варирања
1 – 2	*	-11,786	1,63274

\* разлика означава статистичку значајност

**Табела 11.** Разлике лисних површина између контаминираних и неконтаминираних биљака трећег клона

Фактор	Број узорака	Средња вредност	Стандардна девијација	Коефицијент варијације	Минимум	Максимум	Домен варирања
1	100	27,8987	4,81369	17,2542%	19,096	36,9292	17,8332
2	100	36,9211	5,75068	15,5756%	18,8152	48,5195	29,7043
Total	200	32,4099	6,95937	21,473%	18,8152	48,5195	29,7043

ЛЕГЕНДА: Фактор 1 – контаминирано земљиште; : Фактор 2 – неконтаминкирано (контролно) земљиште

**Табела 11. 1.** Тестирање нулте хипотезе

Фактори варирања	Сума квадрата	Степени слободe	Сума квадрата	F-вредност	P-вредност
Између група	4070,18	1	4070,18	144,74	0,0000
Унутар група	5567,95	198	28,121		
Сума	9638,13	199			

**Табела 11. 2.** Тест вишеструког поверења за 95% и LSD)

Фактор	Број узорака	Средња вредност	Хомогеност група
1	100	27,8987	X
2	100	36,9211	X

Поређење фактора	Значајност разлика	Разлика	Домен варирања
1 – 2	*	-9,02239	1,47891

\* разлика означава статистичку значајност

**Табела 12.** Разлике лисних површина између контаминираних и неконтаминираних биљака четвртог клона

Фактор	Број узорка	Средња вредност	Стандардна девијација	Коефицијент варијације	Минимум	Максимум	Домен варирања
1	100	31,634	4,71363	14,9005%	20,3179	43,1963	22,8784
2	100	42,8864	4,68604	10,9266%	33,1118	55,8631	22,7513
Total	200	37,2602	7,33423	19,6838%	20,3179	55,8631	35,5452

ЛЕГЕНДА: Фактор 1 – контаминирано земљиште; : Фактор 2 – контаминкирано (контролно) земљиште

**Табела 12. 1.** Тестирање нулте хипотезе

Фактори варирања	Сума квадрата	Степени слободе	Сума квадрата	F-вредност	P- вредност
Између група	6330,83	1	6330,83	286,61	0,0000
Унутар група	4373,56	198	22,0887		
Сума	10704,4	199			

**Табела 12.2.** Тест вишеструког поверења за 95% и LSD)

Фактор	Број узорака	Средња вредност	Хомогеност група
1	100	31,634	X
2	100	42,8864	X
Поређење фактора	Значајност разлика	Разлика	Домен варирања
1 – 2	*	-11,2524	1,31072

\* разлика означава статистичку значајност



Разлике између свих клонова биљака гајених на неконтаминираном земљишту

**Табела 13.** Разлике лисних површина свих клонова биљака гајених на неконтаминираном (контролном) земљишту

Клон	Број узорака	Средња вредност	Стандардна девијација	Коефицијент варијације	Минимум	Максимум	Домен варирања
I	100	36,2496	5,66953	15,6402%	23,052	53,7038	30,6518
II	100	34,7288	5,2843	15,2159%	20,1374	45,8227	25,6853
III	100	36,9211	5,75068	15,5756%	18,8152	48,5195	29,7043
IV	100	42,8864	4,68604	10,9266%	33,1118	55,8631	22,7513
Total	400	37,6965	6,1799	16,3938%	18,8152	55,8631	37,0479

**Табела 13. 1.** Тестирање нулте хипотезе

Фактори варирања	Сума квадрата	Степени слободе	Сума квадрата	F-вредност	P-вредност
Између група	3843,7	3	1281,23	44,53	0,0000
Унутар група	11394,6	396	28,7742		
Сума	15238,3	399			

**Табела 13. 2.** Тест вишеструког поверења за 95% и LSD)

Клон	Број узорака	Средња вредност	Хомогеност група
II	100	34,7288	X
I	100	36,2496	X
III	100	36,9211	X
IV	100	42,8864	X

**Табела 13. 3.** Поређење клонова

Поређење клонова	Значајност разлика	Разлика	Домен варирања
I – II	*	1,52077	1,4914
I – III		-0,671447	1,4914
I – IV	*	-6,6368	1,4914
II – III	*	-2,19222	1,4914
II - IV	*	-8,15757	1,4914
III – IV	*	-5,96535	1,4914

\* разлика означава статистичку значајност

**Табела 14.** Разлике лисних површина свих клонова биљака гајених на контаминираном земљишту

Клон	Број узорака	Средња вредност	Стандардна девијација	Коефицијент варијације	Минимум	Максимум	Домен варирања
I	100	25,3685	5,05515	19,9269%	16,1156	41,5593	25,4437
II	100	22,9429	6,37388	27,7815%	11,0138	34,8237	23,8099
III	100	27,8987	4,81369	17,2542%	19,096	36,9292	17,8332
IV	100	31,634	4,71363	14,9005%	20,3179	43,1963	22,8784
Total	400	26,961	6,16914	22,8817%	11,0138	43,1963	32,1825

**Табела 14. 1.** Тестирање нулте хипотезе

Фактори варирања	Сума квадрата	Степени слободе	Сума квадрата	F-вредност	P-вредност
Између група	4139,76	3	1379,92	49,47	0,0000
Унутар група	11045,5	396	27,8927		
Сума	15185,3	399			

**Табела 14.2.** Тест вишеструког поверења за 95% и LSD)

Клон	Број узорака	Средња вредност	Хомогеност група
I	100	22,9429	X
II	100	25,3685	X
III	100	27,8987	X
IV	100	31,634	X

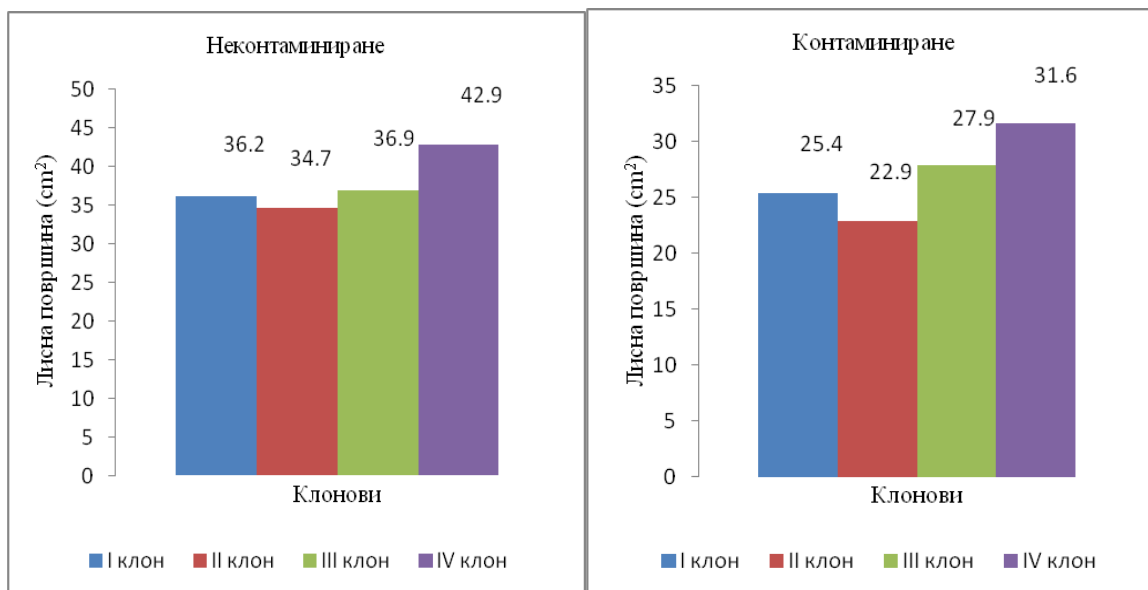
**Табела 14. 3.** Поређење клонова

Поређење клонова	Значајност разлика	Разлика	Домен варирања
I – II	*	2,42558	1,46838
I – III	*	-2,53019	1,46838
I – IV	*	-6,26554	1,46838
II – III	*	-4,95578	1,46838
II – IV	*	-8,69112	1,46838
III – IV	*	-3,73535	1,46838

\* разлика означава статистичку значајност

Величине лисних површина биљака гајених у неконтаминираном земљишту (Сл. 7) износе од 34.73 cm<sup>2</sup> (II клон) до 42.89 cm<sup>2</sup> (IV клон), а код биљака гајених у контаминираном земљишту од 22.94 cm<sup>2</sup> (II клон) до 31.63 cm<sup>2</sup> (IV клон). На основу резултата се може

закључити да контаминација тешким металима негативно утиче на величину лисне површине.



**Слика 7.** Лисне површине биљака гајених у контаминираним и неконтаминираним земљишту (cm<sup>2</sup>/лист)

Код сва четири клона разлике лисних површина између контаминираних и неконтаминираних биљака су статистички значајне, а постоји разлика у величини лисне површине између клонова. Без обзира на третман биљака, тј. гајених у контаминираним или неконтаминираним земљишту, увек се издвајао повећаном лисном површином клон IV, а најмању лисну површину има клон II.

### 5.3. Анатоомски показатељи

Постоји много радова који су се бавили утицајем променљивих услова спољашње средине на анатомску структуру васкуларних биљака. Iqbal et al., (2010), Safdari et al. (2012) и Wali et al. (2007) су истраживали утицај повећане концентрације кадмијума и олова код *Trigonella foenum-graecum* L. и као последицу, утврдили су смањење димензија трахеја и дрвних влакана (либриформа).

Присуство врба може бити корисно за животну средину из више разлога – оне генерално имају значајан позитиван утицај на биодиверзитет (Baum et al., 2012), а њихово рано цветање и ширење полена у великој мери убрзава процес опрашивања (Christersson, 2013). Врба такође смањује ерозију земљишта и слабо исцрпљује земљиште у погледу потрошње хранљивих материја. Такође је веома корисна због своје способности да очисти отпадну воду од високе токсичности. Позната је чињеница да се врбе могу користити за акумулацију Cd из земљишта, што много доприноси смањењу концентрације овог веома токсичног елемента (Mirck et al., 2005).

Истраживано је пет морфолошких карактеристика сваке резнице: висина, пречник у нивоу кореновог врата, удео сржи (%), удео ксилема (%) и удео коре (%). На крају вегетационе сезоне, узете су резнице 4 клона врбе на 3 cm изнад нивоа земље и на

контролној и на контаминираној локацији и са сваке јединке су сакупљена по три узорка. Да би се избегао утицај околних стабала, стабљике су узете на међусобној удаљености од 2 m. Све резнице су биле старе две године. Одсечена су укупно 24 узорка (4 клона x 2 третмана x 3 индивидуе по клону). У случају овако младих садница, процентуални удео сваког од ових делова је много репрезентативнији податак од његове величине изражене у одговарајућим јединицама.

Према резултатима F-теста двофакторијалне ANOVA анализе, на варијацију свих проучаваних особина, осим ширине трака дрвета и ширине лумена влакана, значајно су утицала оба фактора (клон и третман). Нађен је значајан ефекат „клона“ и „третмана“ за ширину трака дрвета и ширину лумена влакана (Таб. 15). Штавише, двофакторијална ANOVA је открила значајан ефекат интеракције „клон по третману“ за све истраживане параметре, осим ширине влакана.

**Табела 15.** Резултати F-теста на испитиваним анатомским и биометријским карактеристикама у клоновима *Salix viminalis* i *Salix alba*

Особине	FL	FD	FLD	DCWT	VD
Клон (А)	39.84***	10.62***	7.07***	6.82***	136.30***
Третман (В)	6.93**	9.37**	1.02 <sup>ns</sup>	34.78***	107.32***
Интеракција А x В	8.09***	2.45 <sup>ns</sup>	4.24**	4.59**	7.04***
Особине	WRW	WRH	SBD	SH	
Клон (А)	0.80 <sup>ns</sup>	28.93***	597.71***	3739.72***	
Третман (В)	33.06***	19.01***	14234.90***	34029.51***	
Интеракција А x В	3.48*	9.06***	406.55***	1980.14***	

Легенда: (ns) није значајно; (\*) p<0.05; (\*\*) p<0.01; (\*\*\*) p<0.001. FL- дужина влакна, FD-ширина влакна, FLD-ширина лумена влакна, DCWT-двострука дебљина ћелијског зида, VD-ширина трахеја, WRW-дебљина трака дрвета, WRH-висина трака дрвета, SBD-пречник у нивоу кореновог врата, SH-висина

Јединке *S. alba* клона НС 73/6 (клон IV) показале су најмање варијације истраживаних параметара у оба третмана од свих тестираних клонова, са највишим средњим вредностима дужине влакана и ширине трахеја и припадајући првој хомогеној групи по ширини влакана, ширини лумена влакана и висини трака дрвета (Таб. 16). Поред тога, највећа средња вредност двоструке дебљине ћелијског зида забележена је код *S. alba* клона НС 73/6 на контролном локалитету, док остали клонови нису показали статистички значајне разлике за ову особину без обзира на третман. Насупрот томе, клон Б-44 (клон II) карактеришу мале вредности дужине влакана, ширине влакана и ширине лумена влакана у оба третмана. Са друге стране, биљке клона 347 (клон III) су имале најниже вредности у погледу висине трака дрвета у оба третмана, а ширина влакана, ширина лумена влакана, двострука дебљина ћелијског зида и ширина трахеја (заједно са *S. viminalis*) у третману са тешким металима.

Ако анализирамо резултате добијене за дужину дрвених влакана (FL), очигледно је да сви клонови имају дужа влакна на контролном локалитету, а изузетак је само *Salix viminalis*, где су дужа влакна добијена на контаминираном подручју (Таб. 16). Ако се упореде средње вредности дужине дрвених влакана на контролном локалитету, најдужа влакна има клон НС 73/6 (0,734 mm), а најкраћа клон Б-44 (0,573 mm). Што се тиче ширине дрвених влакана

(FD), код свих клонова су добијене веће вредности на контролном локалитету (са изузетком клона Б-44, табела 16). Упоредивањем вредности овог параметра у контролним условима, утврђено је да су најшира влакна присутна код клона *Salix viminalis* (19,88  $\mu\text{m}$ ). Што се тиче пречника лумена влакана (FLD), веће вредности су добијене на контаминираном локалитету за клонове Б-44 и НС 73/6, док су клонови *Salix viminalis* и 347 имали веће вредности на контролној парцели. Поређењем средњих вредности овог параметра на контролном третману, највећи пречник лумена влакана је забележен код *Salix viminalis* (13,97  $\mu\text{m}$ ). Последњи анализирани елемент који се односи на дрвна влакна – дебљина двоструког ћелијског зида (DCWT) показао је веће вредности на контролној површини.

Што се тиче ширине трахеја (Таб. 16), код сва четири клона забележене су веће вредности на контролном у односу на контаминирани локалитет. Највећа ширина регистрована је код клона НС 73/6 (36,11  $\mu\text{m}$ ), када је реч о контролним парцелама.

**Табела 16.** Средње вредности и стандардна девијација анатомских особина испитиваних у два третмана. Разлике између вредности истих особина које су означене истим словом нису статистички значајне ( $p>0,05$ ).

Анатомска својства	Неконтаминирано			
	клон I <i>Salix viminalis</i>	клон II Б-44	клон III 347	клон IV НС 73/6
FL	0.611±0.107 <sup>cde</sup>	0.573±0.095 <sup>def</sup>	0.637±0.092 <sup>bcd</sup>	0.734±0.131 <sup>a</sup>
FD	19.88±4.27 <sup>a</sup>	17.09±3.76 <sup>bc</sup>	18.01±3.35 <sup>abc</sup>	19.70±3.33 <sup>a</sup>
FLD	13.97±4.37 <sup>ab</sup>	11.65±3.48 <sup>bc</sup>	12.15±3.42 <sup>abc</sup>	12.63±3.72 <sup>abc</sup>
DCWT	5.94±1.92 <sup>b</sup>	5.41±1.31 <sup>b</sup>	5.87±1.11 <sup>b</sup>	7.05±1.27 <sup>a</sup>
VD	23.46±4.99 <sup>c</sup>	25.35±7.81 <sup>c</sup>	25.33±6.70 <sup>c</sup>	36.11±8.33 <sup>a</sup>
WRW	28.01±8.12 <sup>d</sup>	29.19±8.25 <sup>cd</sup>	30.81±6.34 <sup>bcd</sup>	30.60±8.63 <sup>bcd</sup>
WRH	225.0±83.9 <sup>b</sup>	348.5±95.5 <sup>a</sup>	221.9±79.8 <sup>b</sup>	355.1±72.3 <sup>a</sup>
Контаминирано				
Анатомска својства	клон I <i>Salix viminalis</i>	клон II Б-44	клон III 347	клон IV НС 73/6
FL	0.675±0.141 <sup>abc</sup>	0.513±0.091 <sup>f</sup>	0.546±0.106 <sup>ef</sup>	0.699±0.010 <sup>ab</sup>
FD	17.48±3.57 <sup>abc</sup>	19.92±3.57 <sup>c</sup>	15.55±3.10 <sup>c</sup>	19.58±5.63 <sup>ab</sup>
FLD	12.25±3.28 <sup>abc</sup>	11.77±3.08 <sup>bc</sup>	10.49±2.75 <sup>c</sup>	14.30±4.68 <sup>a</sup>
DCWT	5.21±0.82 <sup>b</sup>	5.19±1.06 <sup>b</sup>	5.10±1.36 <sup>b</sup>	5.32±1.70 <sup>b</sup>
VD	14.46±3.71 <sup>d</sup>	22.15±7.23 <sup>c</sup>	16.91±4.18 <sup>d</sup>	32.55±6.57 <sup>b</sup>
WRW	40.03±13.15 <sup>a</sup>	36.79±6.84 <sup>ab</sup>	35.71±9.30 <sup>abc</sup>	32.51±8.94 <sup>bcd</sup>
WRH	226.5±43.5 <sup>b</sup>	224.9±64.6 <sup>b</sup>	221.8±49.7 <sup>b</sup>	307.3±96.5 <sup>a</sup>

**Легенда:** FL- дужина влакна, FD-дијаметар влакна, FLD-лумен влакна, DCWT-дебљина ћелијског зида, VD-дијаметар суда, WRW-дебљина трака, WRH-висина зрака

На основу овога се може утврдити да загађена средина смањује ширину трахеја код врбе и као резултат тога код ове врсте се постепено сужавају спроводни елементи, како би спречили транспорт тешких метала кроз цитоплазматски матрикс и тако одржавали метаболичке процесе на оптималном нивоу. Mulenga et al. (2022) су за врсту *Brachystegia longifolia* установили сигнификантну редукцију ширине трахеја на локалитету веома контаминираном тешким металима у поређењу са контролним локалитетом.

Zimmermann (1983) напомиње да је смањење димензија проводних елемената у условима загађења спољашње средине одговор врста, тј. својеврсни механизам њихове екофизиолошке адаптације. Према овом механизму биљка је заштићена од одумирања, што омогућава несметан транспорт воде и минерала из ксилема у флоем и кретање хранљивих материја у обрнутом смеру (Husen, Iqbal, 1999). Повећана концентрација тешких метала може у великој мери да наруши одржавање транспирације, али хиперакумулатори на то реагују формирањем повећаног броја спроводних елемената и на тај начин смањују негативан утицај загађења (Rajput et al., 2008). Метали утичу на пропустљивост мембране корена за воду (Przedpelska -Vasovicz and Vierzbicka, 2011) што утиче на димензије судова и функционисање проводних ткива. Неки аутори повезују реакције биљака на стрес од тешких метала са смањеним садржајем воде у биљним ткивима (Poschenrieder and Barcelo, 2004).

Што се тиче односа између високе концентрације тешких метала и садржаја воде у биљкама, значајну улогу могу имати и хормони и утврђено је да садржај Cd утиче на концентрацију аскорбинске киселине. Из тога проистиче да овај тешки метал смањује стоматалну проводљивост чак и у аскорбинској киселини (Barcelo et al., 1986; Perfus-Barbeoch et al., 2002) што се поклапа са резултатима добијеним за потребе ове дисертације. С друге стране, добијени резултати за ширину трака дрвета (табела 4) су потпуно различити – код свих клонова су веће вредности на контаминираној локацији, док је међу клоновима узгојеним на контролној парцели највеће вредности овог елемента забележио клон 347 - 30,81  $\mu\text{m}$ . Може се претпоставити да истраживани клонови врбе везују највећу количину тешких метала на контаминираним земљишту у ћелијском зиду и на тај начин спречавају даљи транспорт катјона тешких метала и њихов улазак у цитосол. Ћелијски зид, посебно код хиперакумулаторских врста, представља физичку и физиолошку баријеру за даљи транспорт јона метала због постојања великог броја угљених хидрата богатих карбоксилним групама, као што су пектин и лигнин (Arsenov, 2018).

Из тог разлога, присуство тешких метала узрокује образовање знатно ширих трака дрвета. Такође, већа ширина трака дрвета значи и већу додирну површину са трахејама, а самим тим и формирање већег броја једноставних јамица које имају улогу транспорта воде и минерала насупрот сили гравитације. Метали могу смањити број судова постепеним затварањем, што негативно утиче на процес транспорта кроз проводна ткива (Lamogaux and Chaneí, 1977). Такође могу значајно успорити упијање воде спречавајући ћелије корена да се поделе и издуже (Kahle, 1993). Нижи садржај тешких метала у биљци објашњава се транспортом токсичних елемената кроз траке дрвета у срж (Stewart, 1966). Постоје специјализоване контактне ћелије између трака дрвета и судова ксилема које служе за размену растворених супстанци између њих (Sauter, 1972). Ове ћелије карактеришу увећане јамице у контакту са ксилемским судовима и њихова респираторна и фосфатазна активност се повећава у вегетационој сезони када су процеси диференцијације у биљним организмима веома интензивни (Nabais et al., 1999). Активни радијални транспорт елемената ограничен је на живе ћелије биљке и престаје да постоји на граници белјике и срчевине (Stewart, 1966). Поређење висине трака дрвета (табела 16) на обе локације показало се да је већа вредност регистрована код само *Salix viminalis* на контаминираним подручју. Међу биљкама гајеним на контролној парцели, највећу вредност овог параметра имао је клон НС 73/6 (355  $\mu\text{m}$ ). Добијени резултати потврђују добро познату чињеницу да су ширина и висина трака дрвета најчешће у обрнуто пропорционалној вези (Vilotić, 2000).

Да би се идентификовале особине које се могу користити као индикатори продуктивности клонова врбе под контролом и стресним срединама, процењене су корелације између пречника кореновог врата и висине, с једне стране, и проучаваних анатомских особина дрвета, са друге (Таб. 17). У контролном третману уочене су статистички значајне корелације за већину особина. С друге стране, у биљкама изложеним тешким металима, ниједна од истраживаних особина није била у корелацији са ширином влакана и ширином и висином трака дрвета.

**Табела 17.** Pearson-ови коефицијенти корелације између базалног пречника стабљике и висине стабљике и проучаваних анатомских особина дрвета процењене у контроли и третманима тешким металима.

Анатомска својства	Висина стабла	Базални пречник	Висина стабла	Базални пречник
	Контрола		Третман	
FL	0.781 <sup>ns</sup>	0.895 <sup>ns</sup>	0.997**	0.995**
FD	0.971*	0.982*	0.842 <sup>ns</sup>	0.893 <sup>ns</sup>
FLD	0.975*	0.983*	0.998**	0.997**
DCWT	0.998**	0.979*	0.965*	0.987*
VD	0.970*	0.999***	0.969*	0.938 <sup>ns</sup>
WRW	0.937 <sup>ns</sup>	0.957*	0.838 <sup>ns</sup>	0.896 <sup>ns</sup>
WRH	0.974*	0.934 <sup>ns</sup>	0.824 <sup>ns</sup>	0.851 <sup>ns</sup>

**Легенда:** (ns) није значајна; (\*)  $p < 0.05$ ; (\*\*)  $p < 0.01$ ; (\*\*\*)  $p < 0.001$ .

FL- дужина влакна, FD-дијаметар влакна, FLD-лумен влакна, DCWT-дебљина ћелијског зида, VD-дијаметар суда, WRW-дебљина трака, WRH-висина зрака, Stem basal diameter-базални пречник, Stem heigh-висина стабла

Пропорције различитих биљних ткива (дрво, кора и срж) разликују се између третмана и клонова. Наиме, већи је удео дрвета и коре код биљака гајених у контролном третману, што би значило да је процес ксилогенезе (образовања дрвета) интензивнији на контролном локалитету, јер се камбијалне ћелије брже деле када нема десструктивног деловања тешких метала, док је код сржи супротна ситуација. Посматрајући на нивоу клона, *S. alba* клон 347 је имао највећи удео дрвета (70,4%) и најмањи удео сржи (17,1%) у контролном третману. Занимљиво је да је клон НС 73/6 показао супротне тенденције код два третмана - у контролном третману овај клон је имао најмањи удео дрвета (60,9%) и највећи удео сржи (27,1%). У третману тешким металима имао је највећи удео дрвета (63,3%) и најмањи удео сржи (26,5%).) и коре (10,2%). Очигледно је да врбе, као хиперакумулатори, под утицајем повећане концентрације тешких метала, у јувенилном стадијуму реагују већом производњом сржи. С друге стране, тешки метали имају инхибиторни ефекат на деобу и диференцијацију камбијалних ћелија, због чега је удео секундарног ксилема значајно већи на контролној парцели код прва три клона, а нешто мањи код клона Н 73/6.

Mieczek et al. (2009) истраживали су акумулацију појединих тешких метала код садница *Salix viminalis* у различитим условима земљишта (незагађено, умерено загађено и веома загађено подручје) и забележено је повећање садржаја коре. Такође су на

најзагађенијем подручју утврдили највећи пад сржи (17%), док се у нашем раду садржај сржи повећава у зависности од утицаја тешких метала. Постоје резултати (Okada et al., 1990; Chun and Hui-Ii, 1992) који указују на то да је локација тешких метала директно повезана са позицијом границе белјике и сржи. На пример, неки токсични елементи као што су Cd и Pb показују тенденцију раста од камбијума до центра стабла (Nabais et al., 1999). Gardiyeheva de Silva et al., (2012) су истраживали густину проводних елемената стабљика црвеног јавора под утицајем стреса и утврдили да је њено смањење повезано са повећаним бројем ћелија паренхима у ксилему. С обзиром на морфолошке особине (SDB и SH), значајно веће средње вредности су забележене код биљака гајених у контролном третману, при чему *S. alba* клон 347 карактерише највеће средње вредности оба параметра. Занимљиво је да су биљке овог клона такође доживеле највећи стрес када су биле изложене тешким металима. Јасно је да су биљке под стресом тешким металима имале мање вредности пречника (SDB) и висине (SH) за 54,9%, односно 51,2%. Најмања редукација димензија ових параметара забележена је код *S. viminalis* и *S. Alba*, клон HC 73/6 и износи 37,8% (пречник), односно 26,4% (висина). До сличних закључака су дошли Gardiyeheva de Silva et al. (2012), који су утврдили да комбиновани ефекат суше и тешких метала значајно смањује раст садница црвеног јавора. Слично, Mulenga et al. (2022) су установили спорији радијални раст јединки на загађеном у односу на контролно место. Неки аутори (Emamverdian et al., 2015; Kabata-Pendias, 2010) сматрају да је еколошки стрес узрокован загађењем тешким металима одговоран за мање интензивну поделу и диференцијацију камбијалних ћелија, па то доводи до споријег дебљинског раста у односу на контролно место.

Неки радови (Zasoski et al., 1990) повезују високу концентрацију тешких метала и киселост земљишта са патернима раста и механизмима адаптације биљака на контролној и на контаминираној локацији. Неколико радова (Zhang, 2003; Krutul et al., 2014) открило је да квалитет дрвета зависи од многих фактора као што су: врста дрвећа, старост, положај у састојини, дебљински и висински раст, услови станишта, итд. Kusiak et al. (2020) открили су да стрес изазван тешким металима утиче на смањење димензија ћелије, што узрокује спорије радијално повећање и формирање ужих годишњих прстенова - година. Као резултат тога, густина дрвета расте у складу са већим уносом и акумулацијом тешких метала.

Tendel и Wolf (1988) су истраживали концентрације сумпора у дрвету и утврдили његову директну везу са повећаним садржајем CO<sub>2</sub> у атмосфери. Концентрација Pb забележена у годишњем прстену раста је фракција лако јонског облика, али не и цео преносиви садржај Pb (Lepp and Dollard, 1974). Ferretti et al. (1993) су уочили флукуације концентрације Ni и закључили да ако је раст без значајнијих одступања, његов садржај у свим годишњим прстеновима је исти, па се доступност Ni не мења значајно током времена. Nagemeuer (1995) је покушао да дефинише варијабилне „пикове“ (горње вредности) Cd на границама белјике и сржи у стабљикама *Quercus robur*.

#### 5.4. Фотосинтетски показатељи

Бројна истраживања наводе негативан утицај тешких метала на процес фотосинтезе, који се пре свега огледа у смањењу површине листова биљака, смањењу транспирације и негативном утицају на водни режим саме биљке.

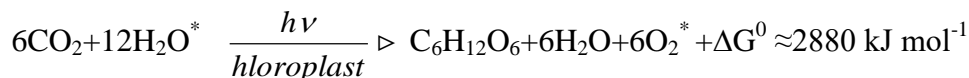


Смањење транспирације је под утицајем Cd потврђено, чак и када је активност фотосинтетичког апарата заштићена синтезом фитохелатина (Haag-Kerwer et al., 1999; Gouia et al., 2000). Потврђено је и да тешки метали делом смањују транспирацију кроз директну редукцију апсорпционе површине корена инхибицијом стварања коренских длака, редукцијом пермеабилности мембрана коренских ћелија, броја и пречника васкуларних елемената (Barceló, Poschenrieder, 1990). Смањење транспирације, које се јавља као последица негативног дејства тешких метала на водни режим биљке, показује Milone et al., (2003) на примеру смањења стоматерне проводљивости приликом утицаја повећане концентрације Cd на ћелије затварачица. Јони живе, олова и цинка директно инхибирају отварање стома (Yang et al., 2004).

#### 5.4.1. Интензитет фотосинтезе

Фотосинтеза је процес у вишим биљкама и алгама. У овом процесу се одиграва низ фотофизичких, фотохемијских и биохемијских реакција уз помоћ светлосне енергије, а из неорганских једињења (CO<sub>2</sub> и H<sub>2</sub>O), синтетишу се примарна органска једињења која чине основу за синтезу осталих органских супстанци у живом свету.

Биолошки смисао фотосинтезе је претварање светлосне енергије у хемијску и њено акумулирање у виду стабилних органских једињења, а приказује се следећом једначином:



Фотосинтеза се састоји из два повезана процеса и то:

а) светла фаза, у којој долази до синтезе “асимилационих чиниоца” АТФ и NADPH и ослобађања O<sub>2</sub>

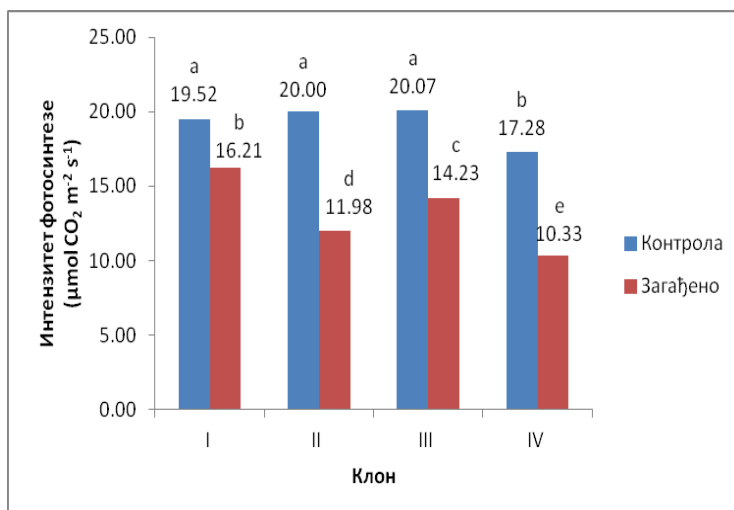
б) тамна фаза, у којој долази до усвајања и редукције CO<sub>2</sub> и синтезе угљених хидрата (CH<sub>2</sub>O).

Фотосинтетичка активност биљака је одлучујући чинилац приноса биљака, а зависи од низа чинилаца као што су: интензитет, квалитет и дужина трајања светлости, концентрација CO<sub>2</sub> у атмосфери (Christersson, 1987; Johnson et al. 2002), концентрација O<sub>2</sub>, температура, водни режим (Rodzkin et al. 2015) и специфичности минералне исхране (Bowman, 1994), а нарочито од генотипа биљне врсте и стања земљишта (Rodzkin, Pronko 2010, Arsenov et al. 2019).

Мерење интензитета фотосинтезе различитих врста врба на енергетским плантажама у Финској (Кайбејинен, 2007) показује да дати показатељ, у првом реду, зависи од спољашњих услова. Интензитет фотосинтезе, као и брзина раста биљака врбе, повећава се при оптимизацији минералне исхране. У принципу, повећање доза унешеног азота позитивно је утицало на биљке врбе *Salix glauca*, док је количина азота, у позитивној корелацији са садржајем хлорофила у листовима биљака, као и продуктивношћу фотосинтезе (Bowman, 1994; Bouman, Sylliboy, 2012).

Литературни подаци показују да је врба јако адаптивна врста у односу на структуру земљишта и да се може гајити на различитим типовима земљишта. Због тога је неопходно темељно проучити услове раста и развића биљака и разрадити адекватне технологије гајења биљака. Познато је да врбе имају мале захтеве према механичком саставу земљишта, али морамо имати у виду да су врло осетљиве у односу на хемијски састав земљишта. У

природним условима, различити генотипови врба су адаптабилни у одређеном дијапазону киселости земљишта на којем се гаје (Родјкин, 2014).



**Слика 8.** Интензитет фотосинтезе клонова врба у зависности од степена контаминације земљишта

На основу наших резултата, поређење 4 генотипа врба на контролним варијантама јасно показује да између 3 клона (клона I, II и III) нема статистички значајних разлика у интензитету фотосинтезе, а да се од њих статистички једино разликује само IV клон (НС73/6) (Сл. 8).

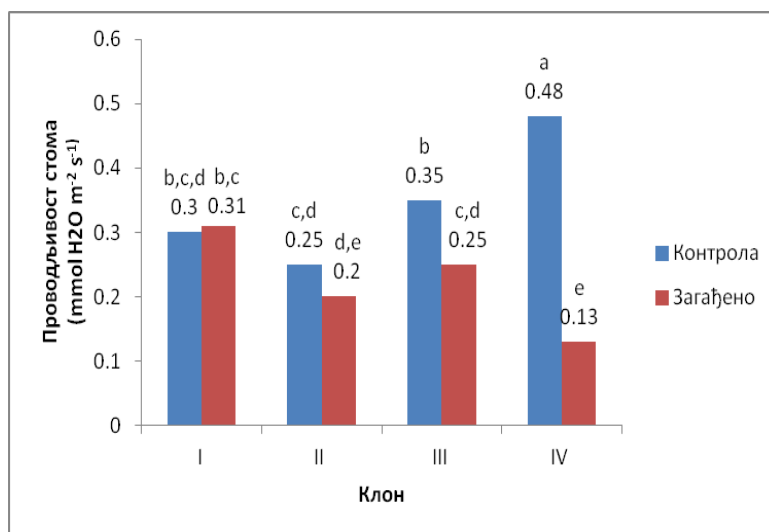
Загађење станишта је статистички значајно утицало на све анализиране клонове који су различито реаговали на степен загађења. Највећи интензитете фотосинтезе имао је I клон (16,21 µmol CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>), а најмањи клон број IV, само 10,33 µmol CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>.

Литературни подаци (Рајевић et al., 2009) о утицају загађења земљишта тешким металима (Pb, Cr, Ni и дизел гориво) указују на генотипску специфичност фотосинтезе истраживаних клонова топола и врба гајених у стаклари са различитим степеном загађења. Мешавина тешких метала у тлу изазвала је значајно смањење фотосинтезе. Интензитет фотосинтезе два клона врба -*Salix alba* имао је вредности око 6.5 µmol CO<sub>2</sub>•m<sup>-2</sup>• s<sup>-1</sup> и био је статистички мањи од интензитета фотосинтезе клонова топола (од 8,9 до 10.8 µmol CO<sub>2</sub>•m<sup>-2</sup>• s<sup>-1</sup>) и зависио је од врсте загађења.

#### 5.4.2. Стоматерна проводљивост

У процесу одавања воде и размене гасова CO<sub>2</sub> и O<sub>2</sub> стоме заузимају централно место, јер регулишу стоматерну проводљивост отварањем и затварањем, односно променом величине отвора стома. Мењањем величине стоминог отвора мења се и стомина проводљивост (Gimenez et al., 2005; Jeanguenin, Chaumont, 2017). Отвореност стома директно утиче на процес фотосинтезе, односно размену гасова између биљке и спољашње средине, јер нарушава улаз угљендиоксида и ослобађање воде - водене паре из стоме (Wong et.al., 1979; Hamlyn, 1998).

Показатељ стоматерне проводљивости се дефинише као флуks угљендиоксида и водене паре унутар стоме и водене паре на граници стоме - лист и ваздуха и овај показатељ је супротан стоматерној отпорности (Taiz, Zeiger, 2006). На овај показатељ, као и друге фотосинтетске параметре, поред других чинилаца, нарочито утичу тешки метали. Добијени резултати утицаја повишених концентрација бакра на проучаване физиолошке параметре (садржај пигмената, усвајање угљендиоксида, транспирације, RWC, WUE) могу се показати корисним за процену отпорности анализираних сорте врбе (*Salix viminalis L*) на стрес узрокован повећаним садржајем јона бакра у медијуму и његова применљивост у мелиорацији површина које је деградирала човек (Malinowska et al.2018).



**Слика 9.** Стоматерна проводљивост (проводљивост стоме за водену пару) клонова врба у зависности од степена контаминације земљишта

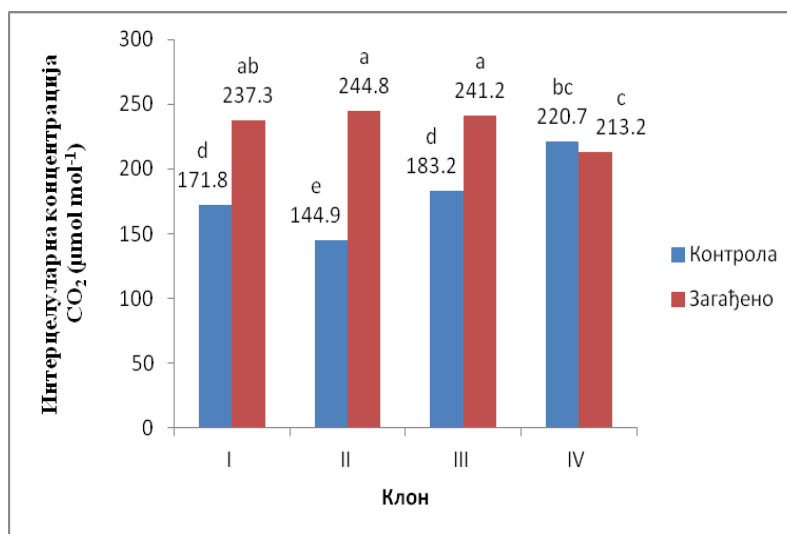
Стоматерна проводљивост (Сл.9), зависи и од генотипа врба и поређењем 4 истраживана генотипа, јасно се види постојање статистички значајних разлика међу клоновима, како на контролним, тако и на контаминираним варијантама. На контролном станишту се истиче клон број IV са највећом стоматерном проводљивошћу ( $0,48 \text{ mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ), а клон број II је клон са најмањом стоматерном проводљивошћу ( $0,25 \text{ mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ). Ситуације је другачија на контаминираним станишту, јер тешки метали инхибирају процес стоматерне проводљивости. Наиме, на контаминираним станишту клон број IV је клон који карактерише најмања стоматерна проводљивост ( $0,13 \text{ mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ), док је клон број I клон са највећом стоматерном проводљивошћу ( $0,30 \text{ mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ). Резултати су потпуно у сагласности са резултатима које смо добили за интензитет фотосинтезе, где се клон број IV, показао као клон са најмањим интензитетом фотосинтезе од  $10,33 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ .

### 5.4.3. Интерцелуларна концентрација CO<sub>2</sub>

Основни супстрат у процесу фотосинтезе је концентрација угљендиоксида у атмосфери, а величина лисне површине и нарочито број стоме и њихова отвореност утичу на концентрацију CO<sub>2</sub> унутар стоме тј интерцелуларну концентрацију угљендиоксида. На овај

процес утичу многобројни чиниоци као што су величина лисне површине, број стома, а нарочито генотип испитиване биљне врсте (Jones, 1998).

Имајући у виду да су сви листови у директном контакту са атмосфером, ћелије мезофила, током фотосинтетске асимилације, усвајају  $\text{CO}_2$ , те постоји градијент концентрације у ваздуху изван листа и међућелијског пространства (Tomimaga et al., 2018). Имајући то у виду, међућелијска концентрација  $\text{CO}_2$  у листовима ( $C_i$ ) је критичан параметар у фотосинтези (Boyer, 2015). То значи да током фотосинтезе, концентрација угљен-диоксида у међућелијском простору листа, одређује проток угљен - диоксида у лист ако су отвори стома и спољна концентрација константни.



**Слика 10.** Интерцелуларна концентрација  $\text{CO}_2$  клонова врба у зависности од степена контаминације земљишта

Поређење 4 генотипа врба на незагађеном земљишту јасно показује статистичке значајне разлике између клонова. Највећу интерцелуларну концентрацију (Сл. 10) има клон број 4 ( $220,7 \mu\text{mol mol}^{-1}$ ), док најмању има клон број II ( $144,9 \mu\text{mol mol}^{-1}$ ).

Поређење 4 генотипа врба на контаминираним варијантама јасно показује да између 3 клона (клон I, II и III) нема статистички значајних разлика у интерцелуларној концентрацији, а да се од њих статистички једино разликује само клон број IV.

#### 5.4.4. Интензитет транспирације

Код биљака се највећа количина воде губи у виду водене паре процесом транспирације. Транспирација доприноси хлађењу листа и протицању физиолошко-биохемијских процеса. Транспирација се може посматрати и као физички процес који се догађа у две фазе: испаравање воде из влажних ћелијских зидова у међућелијске просторе, при чему се троши енергија, и дифузија водене паре кроз стоме у атмосферу. Дифузија водене паре догађа се дуж градијента водног потенцијала између листа и атмосфере (Krstić et al., 2011).

Мерење транспирације листа и проводљивости водене паре из листа у атмосфери је врло важан показатељ код биљака у односу на водни режим истих. Транспирација примарно одређује енергетски баланс листа, размену гасова, те одређује ефикасност коришћења воде.

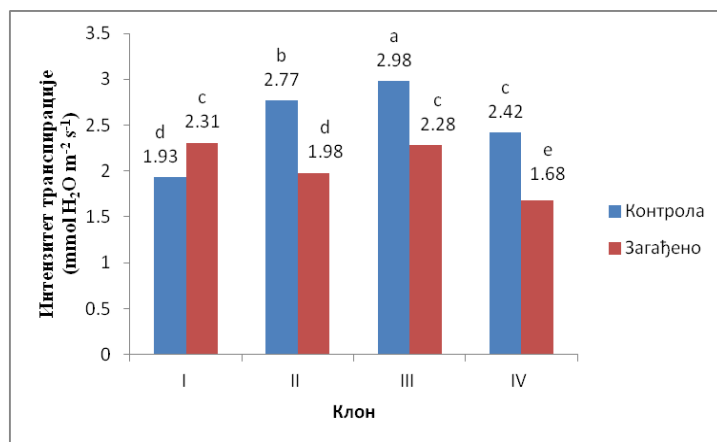
Размена  $\text{CO}_2$  и водене паре – воде утиче на интерцелуларну концентрацију  $\text{CO}_2$  и на тај начин ограничава и остале биохемијске процесе фотосинтезе (Pearcy et al., 2000).

Интензитет транспирације код различитих генотипова врба зависи од броја, величине, распореда стома, као и спољашњих и унутрашњих чинилаца који одређују степен отворености стома током дана и ноћи (Родљкин, et al., 2013а).

Yoshie (1986) наводи да, фотосинтеза и транспирација, мерене истовремено, у скоро оптималним и константним условима животне средине, у интактним листовима биљака код 27 биљних врста пореклом из умереног шумског региона, показују линеарни однос између брзине фотосинтезе и проводљивости стома.

Анализирајући пет генотипова црне тополе, Торић et al. (2012) су у полу-контролисаним условима испитивали утицај различитог водног режима: оптималну zasiћеност водом (контрола), сушу праћену додатком воде до оптималног водног капацитета и третман константне суше. Аутори су установили промене у размени  $\text{CO}_2$  и водене паре у листу, као и интензитету фотосинтезе и транспирације.

Варијације у међућелијској концентрацији  $\text{CO}_2$  и ефикасности коришћења воде нису биле директно повезане са фотосинтетичким капацитетима, животним облицима или станишним карактеристикама.



**Слика 11.** Интензитет транспирације клонова врба у зависности од степена контаминације земљишта

Поређење 4 генотипа врба (Сл. 11) на контролним варијантама јасно показује статистичке значајне разлике између клонова. Највећи интензитет транспирације има клон број 3 ( $2,98 \text{ mmol H}_2\text{O m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ), док најмањи има клон број I ( $1,93 \text{ mmol H}_2\text{O m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ).

Поређење 4 генотипа врба на контаминираним варијантама јасно показује на статистички значајне разлике између сва четири генотипа. Највећи интензитет транспирације има клон број I ( $2,31 \text{ mmol H}_2\text{O m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ), док најмањи има клон број IV ( $1,68 \text{ mmol H}_2\text{O m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ).

### 5.4.5. Ефикасност коришћења воде

Свеобухватна процена параметара водног режима клонова врба омогућава да се предвиди потенцијална биолошка продуктивност у широком спектру услова животне средине, од загађене до незагађене.

Weih, Nordh (2002) су четрнаест клонова врбе (*Salix spp.*) окарактерисали у погледу раста, ефикасности коришћења азота и воде под различитим третманима наводњавања и ђубрења. Економичност воде је анализирана као ефикасност коришћења воде и капацитет листова да задржавају воду (релативни садржај воде). Значајне разлике између клонова нађене су у скоро свим мереним параметрима и клонови су варирали у одговорима на експерименталне третмане (ефекти интеракције клон × фактор). Резултати су разматрани у вези са селекцијом клонова за различите примене врбе као што су производња биомасе и фиторемедијација и перформансе раста врбе под различитим доступношћу воде и хранљивих материја.

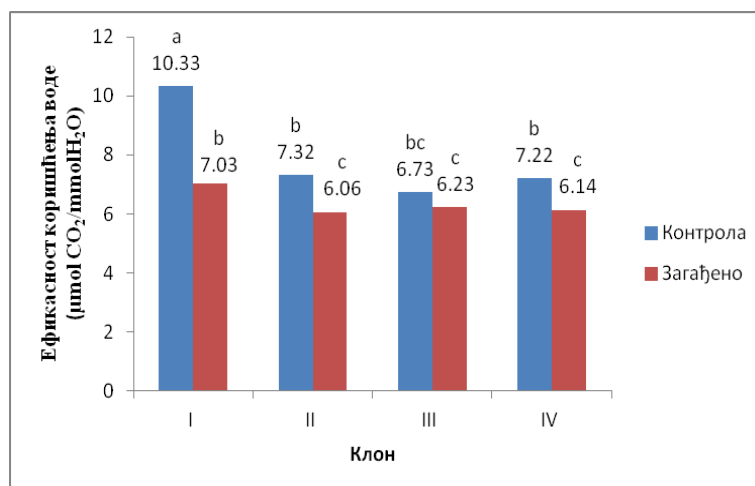
Ефикасност коришћења воде (WUE) ( $\mu\text{mol CO}_2 \text{ mmol}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$ ) може се приказати као однос комерцијалног приноса и искоришћење количине воде.

$$\text{WUE} = \text{Принос} / V_{\text{воде}} \quad (\text{kg/m}^3 \text{ воде})$$

или

$$\text{WUE} = \text{Интензитет фотосинтезе} / \text{интензитет транспирације} \quad (\mu\text{mol CO}_2/\text{mmol H}_2\text{O})$$

На ефикасност усвајања воде не утиче само фактор вода, већ и други спољашњи фактори као што су: екстремне температуре, мраз, град, састав земљишног раствора, па и здравствено стање (Rodić-Trifunović et al., 2014).



Слика 12. Ефикасност коришћења воде клонова врба у зависности од степена контаминације земљишта

Поређење 4 генотипа врба на незагађеном земљишту јасно показује да између три клона (клон II, III и IV) нема статистички значајних разлика у ефикасности коришћења воде, а да се од њих статистички једино разликује само клон број I, који је значајно ефикаснији у поређењу са осталим клоновима (Сл. 12).

Загађење земљишта свакако умањује способност коришћења воде, али не у великој мери, осим када је клон број I у питању. Потребно је истаћи да нема статистички значајне разлике међу анализираним клоновима гајеним на контаминираним земљишту.

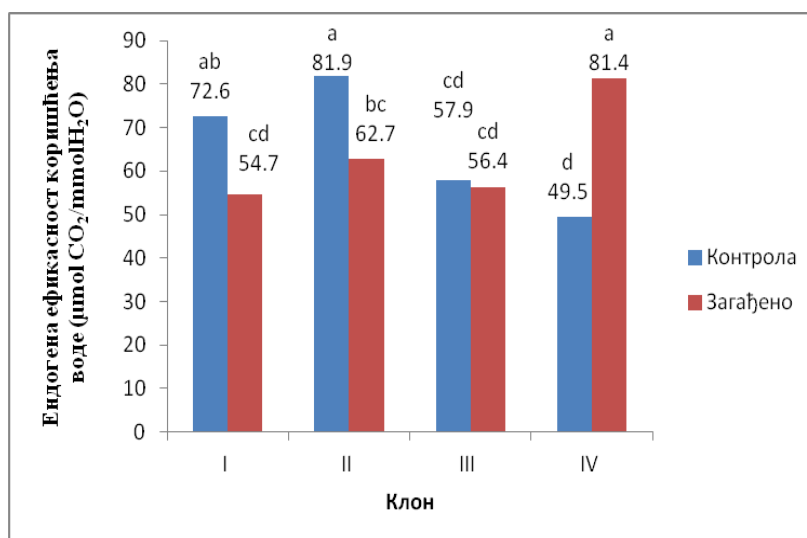
Ripullone et al. (2004), мерећи ефикасност воде преко приноса биомасе и утрошка воде, као и путем мерења односа интензитета фотосинтезе / интензитета транспирације, путем обе ове методе, добили су сличне резултате код еуроамеричке тополе *Populus x euroamericana*.

#### 5.4.5.1. Ендогена ефикасност коришћења воде

Ендогена ефикасност коришћења воде дефинише се као однос између интензитета фотосинтезе и стоматерне проводљивости водене паре ( $H_2O$ ).

$$iWUE = A/g H_2O = g CO_2 (C_a - C_i) / g H_2O = 1,6 (C_a - C_i)$$

Реакција стома на концентрацију  $CO_2$  како у атмосфери, тако и унутар стома, изузетно је важна за разумевање размене гасова између биљке и зависи од многобројних чинилаца: генотипова тј. биљне врсте, површине листа, броја стома на лицу и наличју листа. Ћелије мезофила током усвајања троше атмосферски  $CO_2$ , па је самим тим и концентрација  $CO_2$  у међућелијском просторима нижа у односу на ваздушни  $CO_2$  и  $iWUE$  – ендогена ефикасност коришћења воде (Jones, 1998; Liñán et al., 2020).



**Слика 13.** Ендогена ефикасност коришћења воде клонова врба у зависности од степена контаминације земљишта

Поређењем 4 генотипа врба на незагађеном земљишту доказано је да међу клоновима постоје статистички значајне разлике, при чему се највише издваја клон број II (Сл. 13). Из добијених резултата се може закључити да ендогена ефикасност коришћења воде зависи од генотипа.

Контаминација код клонова I и II доста умањује ендогену ефикасност коришћења воде у односу на контролу, док се код клона број IV у великој мери повећава. На III клон

результати показују да контаминација није имала значајног утицаја на ендегену ефикасност коришћења воде.

По подацима Lindroth и Cienciala (1996), просечна дугорочна ефикасност коришћења воде процењена на основу мерења на нивоу састојине, износила би 6,3 g суве биомасе по kg транспирисане воде. Ова вредност је висока у поређењу са вредностима за друге врсте дрвећа и може бити повезана са високом концентрацијом азота у листовима. Доступност воде је критичан чинилац код врста са кратком опходњом попут врба (SRC) упркос релативно високој ефикасности коришћења воде ове врсте.

## 5.5. Варијабилност концентрације тешких метала у земљишту и биљним органима

Тешки метали су у различитим концентрацијама потребни биљкама. Неки су неопходни за оптимално растење и развиће биљака (Cu, Zn, Mn, Fe, Ni, Co и Mo), док други (Cd, Pb, Hg, Cr) показују штетно дејство и при веома ниским концентрацијама, па се дефинишу као загађивачи (Stanković, 2006).

У групу корисних микронутритијената спадају манган (Mn), цинк (Zn), гвожђе (Fe), бакар (Cu) и други. На жалост, биљке немају развијену способност разликовања корисних од токсичних елемената, тако да могу да акумулирају и токсичне елементе присутне у земљишту преко корена, а понекад у посебним условима и преко својих надземних органа. Неки од тих елемената су кадмијум (Cd), олово (Pb), жива (Hg), никл (Ni) у већим концентрацијама, бакар (Cu), хром (Cr) итд. Поменути метали могу да проузрокују озбиљне проблеме, не само биљкама које су их акумулирале, већ уласком у ланац исхране, могу да угрозе целокупну животну средину. Гомилање и концентровање тешких метала у земљишту, води и атмосфери, последица је природних литогених и педогених процеса, али највећи извори тешких метала су антропогеног порекла (Kastori et al., 1996).

Највећи извор тешких метала биљкама представља земљиште на коме биљке расту. Без обзира на порекло, повишене концентрације многих метала у земљишту доводе до трајне деградације, редуције приноса биљака и лошег квалитета пољопривредних производа, чиме се директно угрожавају људи, животиње и екосистем (Blaylock, Huang., 2000; Long et al., 2002a).

Највећи утицај токсичних елемената је на ћелијском нивоу тако да директно утиче на одређене метаболичке процесе саме биљке, а колико оштећење ће бити, свакако зависи од количине контаминације саме биљке, односно од концентрације тешког метала који је биљка апсорбовала.

Уредбом о програму системског праћења квалитета земљишта, индикаторима за оцену ризика од деградације земљишта и методологији за израду ремедијационих програма ("Сл. гласник РС", бр. 30/2018"), дефинисане су граничне, максималне и ремедијационе вредности концентрација опасних и штетних материја и вредности које могу указати на значајну контаминацију земљишта (Tab. 18).

**Табела 18.** Граничне максималне и ремедијационе вредности концентрација опасних и штетних материја (mg/kg) ("Сл. гласник РС", бр. 30/2018")



Метал	Ni	Cu	Cd	Cr	Pb	As
ГМВ *	35	36	0,8	100	85	29
РВ **	210	190	12	380	530	55

\* Граничне максималне вредности

\*\* Ремедијационе вредности

**Граничне максималне вредности** јесу оне вредности на којима су потпуно достигнуте функционалне особине земљишта, односно оне означавају ниво на коме је достигнут одржив квалитет земљишта.

**Ремедијационе вредности** јесу вредности које указују да су основне функције земљишта угрожене или озбиљно нарушене и захтевају ремедијационе, санационе и остале мере.

Основни услов за акумулацију тешког метала од стране биљке је да метал буде доступан у облику који погодује самој биљци. Потребно је и да тешки метал буде у растворном облику, било да су то растворне соли, минералне материје које се налазе у самом земљишту, итд. Величина и форма кореновог система такође је веома важна да би се формирала што већа контактна зона између биљке и загађивача. У досадашњим истраживањима дрвенастих врста, као што су врбе, показано је да се најчешће већи део усвојене количине тешких метала задржава у корену (Greger et al., 1991; Dos Santos Utmazian et al., 2007). Landberg, Greger (1994) су тестирали 94 клона врста *Salix viminalis* и *Salix dasyclados* у експериментима спроведеним у воденим растворима, при чему су утврдили да је варијабилност у толеранцији на тешке метале и њиховој акумулацији била веома значајна, тако да су се у неким случајевима, клонови међусобно разликовали и до 80 пута у способности акумулације метала.

Многе хиперакумулаторске врсте имају ограничену способност транслокације у своје надземне делове (Baker et al., 1991; Malkowski et al., 2005; Kurtyka et al., 2007). Ово ограничење транспорта Baker (1981); Stoltz, Greger (2002) објашњавају заштитним механизмом биљке, којим се штити фотосинтетички апарат од негативних ефеката тешких метала који се „изолију” у корену биљке.

### 5.5.1. Садржај тешких метала у земљишту

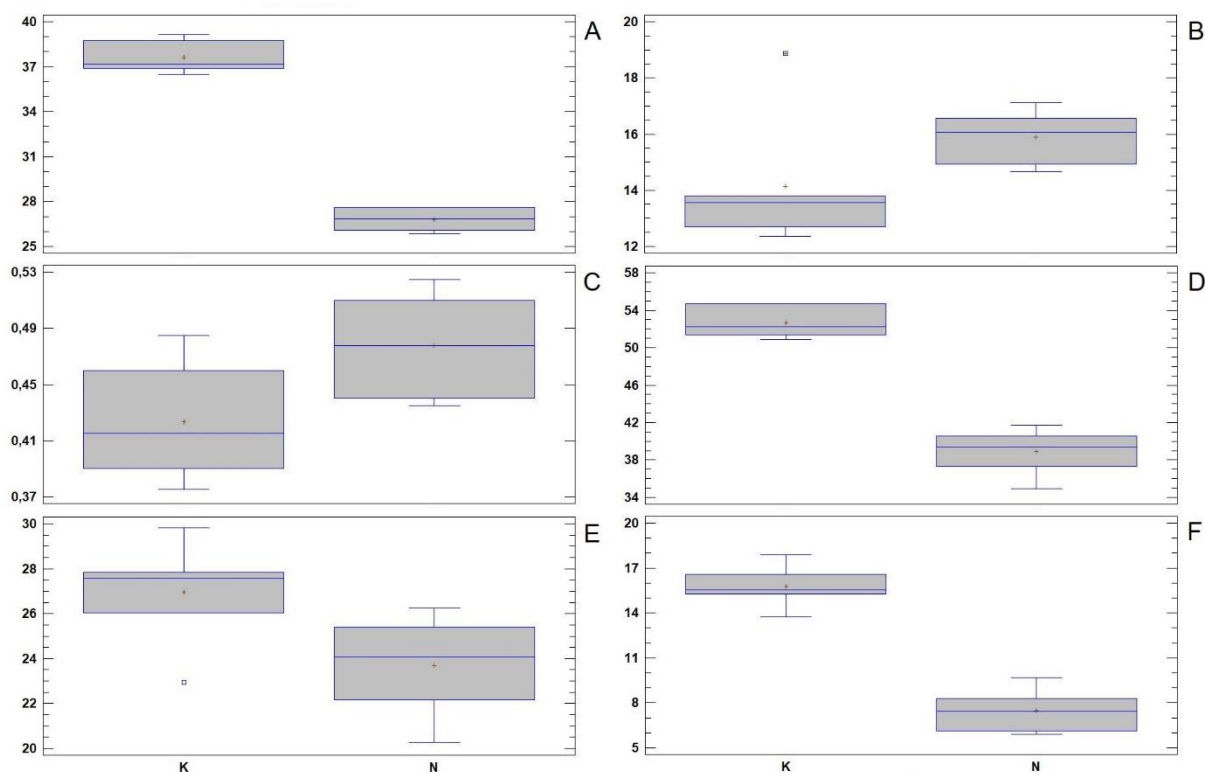
Тешки метали у земљишту су одређени у контролном земљишту узетом из леје Шумарског факултета и из земљишта РБ Колубара које је додатно контаминирано воденим растворима тешких метала. На основу добијених резултата уочава се да постоје разлике између ове две врсте земљишта у садржају тешких метала. За додатну контаминацију земљишта РБ Колубара коришћени су водени раствори соли тешких метала и то:  $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$ ,  $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ,  $\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  и  $\text{PbNO}_3$  у концентрацијама од  $10^{-3} \text{ mol/dm}^3$ .

Добијени подаци дескриптивне статистике (Таб.19; Сл.14) јасно показују да постоје статистички значајне разлике ова два типа станишта.

**Табела 19.** Дескриптивна статистика и анализа варијансе (ANOVA) за садржај тешких метала (mg/kg) у неконтаминираним и контаминираним земљишту за гајење врба

Земљиште		Ni	Cu	Cd	Cr	Pb	As
Н еконтаминирано	$\bar{X}$	26,80	15,90	0,48	38,90	23,71	7,48
	MIN	25,85	14,68	0,44	34,94	20,27	5,89
	MAX	27,63	17,11	0,53	41,71	26,24	9,71
	SD	0,82	0,94	0,04	2,45	2,23	1,44
	CV%	3,08	5,89	7,57	6,30	9,39	19,33
Контаминирано Р.Б-Колубара	$\bar{X}$	37,60	14,14	0,42	52,69	26,96	15,75
	MIN	36,47	12,36	0,38	50,89	22,94	13,73
	MAX	39,17	18,87	0,49	54,70	29,81	17,90
	SD	1,09	2,39	0,04	1,69	2,31	1,40
	CV%	2,91	16,87	9,98	3,21	8,58	8,88
ANOVA	F	372,90	2,83	5,69	128,75	6,15	101,66
	p	0,0000	0,1232	0,0383	0,0000	0,0326	0,0000

Напомена. Масним бројкама су означене променљиве са  $p < 0,05$  (ANOVA).



**Легенда:** Крстић у средини правоугаоника – средња вредност, водоравна линија у средини правоугаоника – медијана, правоугаоник – средња вредност са стандардном девијацијом, доња и горња усправна линија – распон вредности, тачке – ванграничне вредности.

**Слика 14.** Правоугаони дијаграми основних статистичких параметара за садржај тешких метала (mg/kg) у контаминираном (К) и неконтаминираном медијуму (Н) за гајење врба: (А) Ni; (В) Cu; (С) Cd; (D) Cr; (Е) Pb; (F) As.

### 5.5.2. Садржај никла (Ni) у земљишту и биљним органима

Никл спада у есенцијалне микроелементе исхране, односно биљке не могу да опстану уколико у земљишту нема никла. Никл се, као полутант, ослобађа у животну средину путем активности као што су: рударство, сагоревање фосилних горива, ђубрење, општински и индустријски отпад укључујући индустрију топлења и галванизацију (Chen et al., 2009; Barcan, Kovnatsky, 1998; Déportes et al., 1995; Karam et al., 1998).

Никл (Ni) у већим концентрацијама може да буде токсичан. Вишак Ni смањује садржај многих есенцијалних елемената (Foy et al., 1978; Yang, 1996). Никл узрокује некрозу листа, нарушавањем водног режима смањује и садржај воде, а све то у великој мери утиче и на раст саме биљке. Спада у групу тешких метала који се релативно лако транспортује кроз биљку и који поред тога што је биљци потребан у нижим концентрацијама, представља велики полутант у вишим концентрацијама, а посебно је ризичан за хиперакумулаторске врсте које имају изражену способност апсорпције тешких метала. Никл се ефикасно усваја и магационира у централној вакуоли ћелија изданка услед деловања катјонских транспортера кодираних тзв. TgMTP1 генима (Persans et al., 2001). Такође је потребно напоменути да се никл, у мањој мери, може акумулирати и ван вакуоле, што указује на постојање толеранције и на нивоу цитоплазме код хиперакумулаторских врста (Krämer et al., 2000).

На основу процена великог броја различитих аутора, граничне вредности токсичности Ni у листовима су 25-50 mg/kg суве биљне масе (Davis et.al, 1978; Magnicol, Beckett, 1985). Земљиште, како у леји, тако и у кесама са земљом из РБ Колубара, контаминирано је воденим раствором NiCl<sub>2</sub>·6H<sub>2</sub>O у концентрацији 10<sup>-3</sup> mol/dm<sup>3</sup> (237,7 ppm) у оквиру којег се налази 58,7 ppm никла. Биљке никл усвајају као Ni<sup>2+</sup>, јер је добро покретљив по флоему и ксилему, што утиче на промет угљених хидрата и повећава активност пероксидаза. У природним условима обично се не уочава његов недостатак, а суфицит изазива рубне некрозе листа (Krstić et al., 2011).

Резултати показују да свих шест узорака (Таб. 21) из неконтаминираниог земљишта имају вредности мање од граничне максималне вредности (ГМВ), док је са друге стране, свих шест узорака контаминираниог земљишта имало концентрацију никла изнад ГМВ, али мању од ремедијационе вредности (РВ).

Galardi et al. (2007) указују да коренови и изданци врсте *Alyssum bertolonii* реагују различито и специфично на различите концентрације Ni, тако да се са повећањем концентрације Ni у хранљивом раствору, варијабилност толеранције корена на третман смањила, а изданка повећала.

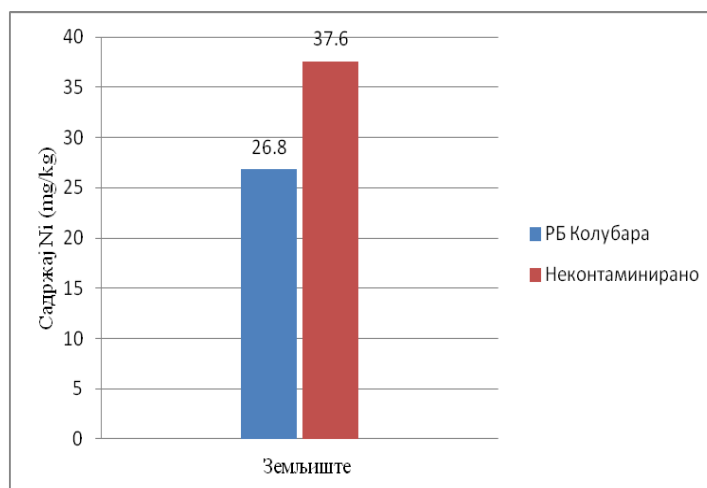
**Табела 20.** Гранична максимална и ремедијациона вредност концентрације никла у земљишту (mg/kg). (Сл.гласник бр. 30/2018)

Метал	Ni (mg/kg)
ГМВ- Граничне максималне вредности	35
РВ – Ремедијационе вредности	210

**Табела 21.** Садржај никла (Ni) у земљишту

Узорци земљишта	Никл (Ni) mg/kg	
	Неконтаминирано	Контаминирано
1	27,63	39,17
2	25,85	36,96
3	26,28	36,47
4	26,06	37,37
5	27,61	38,74
6	27,38	36,90
Просек	26,80	37,60
Минимум	25,85	36,47
Максимум	27,63	39,17
Ст.дев.	0,82	1,09

Просечан садржај никла у неконтаминираном замљишту Шумарског факултета износи 26,80 mg/kg, а у земљишту из РБ Колубара 37,60 mg/kg (Сл. 15). Опсег концентрација у узорцима земље из неконтаминираног земљишта је од 25,85 mg/kg до 27,63 mg/kg, док је у контаминираном замљишту од 36,47 mg/kg до 39,17 mg/kg (Таб. 21).



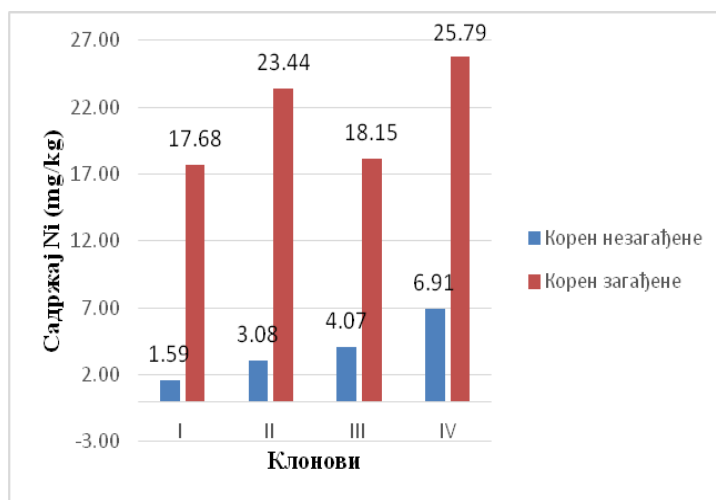
**Слика 15.** Садржај никла у неконтаминираном и контаминираном земљишту

Вредности просечног садржаја никла у корену неконтаминираних биљака су варирале од 1,59 mg/kg (за I клон) до 6,91 mg/kg (за IV клон), а у контаминираном замљишту од 17,68 mg/kg (I клон) до 25,78 mg/kg, за IV клон (Таб. 22).

Просечан садржај никла у корену биљака гајених у контаминираном земљишту је знатно већи од просечног садржаја никла у корену неконтаминираних биљака (Сл.16). Не само према просечном садржају, јасно се разликују повећане концентрације у корену код IV клона и у односу на сваки од анализираних клонова на оба истраживана станишта.

**Табела 22.** Садржај никла (Ni) у корену у неконтаминираној и контаминираној биљци

Узорци	Никл (Ni) у корену-неконтаминирано mg/kg			
	I клон	II клон	III клон	IV клон
1	1,94	3,83	4,04	9,09
2	1,45	2,94	3,27	11,74
3	1,06	2,48	2,50	4,15
4	2,01	2,92	3,86	4,40
5	1,14	3,13	7,69	8,06
6	1,95	3,21	3,04	4,05
Просек	1,59	3,08	4,07	6,91
Минимум	1,06	2,48	2,50	4,05
Максимум	2,01	3,83	7,69	11,74
Ст. Дев.	0,43	0,45	1,86	3,21
Узорци	Никл (Ni) у корену-контаминирано mg/kg			
	I клон	II клон	III клон	IV клон
1	15,10	23,38	18,06	26,18
2	18,79	24,00	18,21	26,46
3	22,49	22,03	16,58	24,29
4	15,47	25,78	21,68	24,22
5	17,35	23,67	14,21	27,83
6	16,89	21,76	20,16	25,76
Просек	17,68	23,44	18,15	25,79
Минимум	15,10	21,76	14,21	24,22
Максимум	22,49	25,78	21,68	27,83
Ст.дев.	2,71	1,46	2,62	1,38



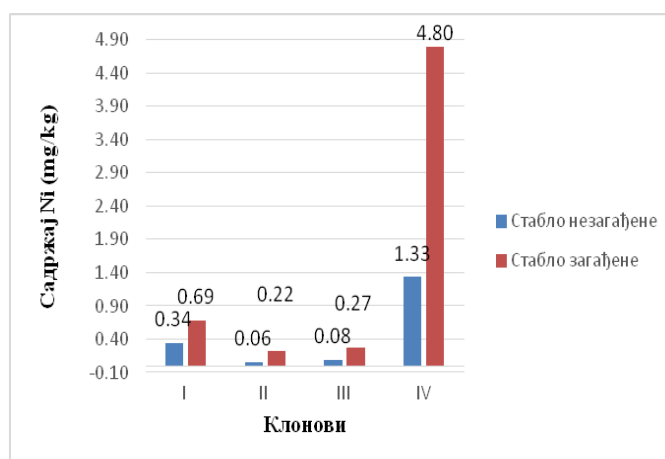
**Слика 16.** Средње вредности никла (Ni) у корену контаминиране и неконтаминиране биљке

Када се посматра стабло, имамо доста сличну ситуацију као код корена. Клон IV контаминираних биљака се посебно истиче са просечном вредношћу од 4.80 mg/kg, а код неконтаминираних вредности, код IV клона просечна вредност је такође већа од претходна три клона и износи 1,33 mg/kg. Клон број II карактерише најмањи садржај никла у стаблу, како у неконтаминираним (0.06 mg/kg), тако и у контаминираним (0,22mg/kg) биљкама (Таб. 23).

**Табела 23.** Садржај никла (Ni) у стаблу у неконтаминираној и контаминираној биљци

Узорци	Никл (Ni) у стаблу-неконтаминирано mg/kg			
	I клон	II клон	III клон	IV клон
1	0,64	0,36	0,12	1,03
2	0,00	0,00	0,00	1,29
3	0,60	0,00	0,00	1,05
4	0,66	0,00	0,00	2,15
5	0,16	0,00	0,00	1,32
6	0,00	0,00	0,37	1,15
Просек	0,34	0,06	0,08	1,33
Минимум	0,00	0,00	0,00	1,03
Максимум	0,66	0,36	0,37	2,15
Ст. дев.	0,32	0,15	0,15	0,42
Узорци	Никл (Ni) у стаблу-контаминирано mg/kg			
	I клон	II клон	III клон	IV клон
1	0,86	1,12	0,40	3,78
2	0,73	0,00	0,00	5,26
3	0,75	0,19	0,00	4,24
4	0,80	0,00	0,58	5,59
5	0,03	0,00	0,27	4,38
6	0,96	0,00	0,37	5,56
Просек	0,69	0,22	0,27	4,80
Минимум	0,03	0,00	0,00	3,78
Максимум	0,96	1,12	0,58	5,59
Ст. дев.	0,33	0,45	0,23	0,77

Просечан садржај никла у стаблу контаминираних биљака је већи од просечног садржаја никла у стаблу неконтаминираних биљака (Сл. 17).



**Слика 17.** Средње вредности никла (Ni) у стаблу контаминираних и неконтаминираних биљака

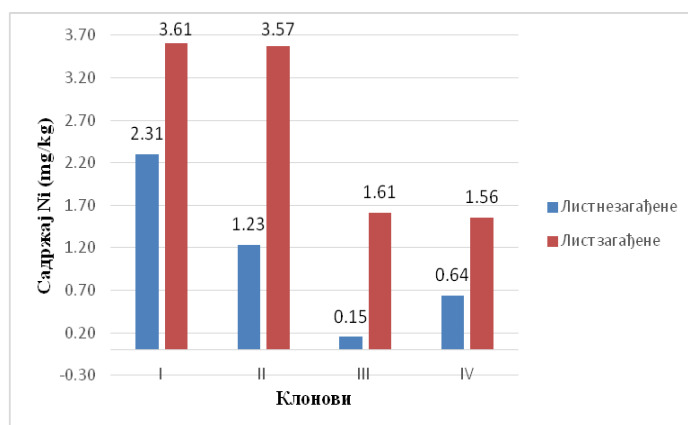
**Табела 24.** Садржај никла (Ni) у листу у неконтаминираној и контаминираној биљци

Узорци	Никл (Ni) у листу-неконтаминирано mg/kg
--------	---

	I клон	II клон	III клон	IV клон
1	1,85	0,94	0,00	0,22
2	3,40	1,50	0,00	0,98
3	4,76	0,00	0,91	2,63
4	1,28	1,21	0,00	0,00
5	1,40	1,11	0,00	0,00
6	1,14	2,66	0,00	0,00
Просек	2,31	1,23	0,15	0,64
Минимум	1,14	0,00	0,00	0,00
Максимум	4,76	2,66	0,91	2,63
Ст. дев.	1,46	0,86	0,37	1,05
Узорци	Никл (Ni) у листу-контаминирано mg/kg			
	I клон	II клон	III клон	IV клон
1	6,09	2,00	0,63	0,00
2	3,09	10,70	0,00	0,96
3	3,76	0,63	0,00	0,98
4	1,17	1,49	2,30	2,88
5	1,94	4,51	4,44	2,42
6	5,59	2,10	2,31	2,11
Просек	3,61	3,57	1,61	1,56
Минимум	1,17	0,63	0,00	0,00
Максимум	6,09	10,70	4,44	2,88
Ст. дев.	1,96	3,72	1,74	1,09

У односу на корен и стабло, концентрација никла у листу је значајно мања. Интересантан је податак да IV клон, који карактерише највећа акумулација никла у стаблу и корену, има значајно мању количину никла у лишћу и то чак за 50% мање.

Просечан садржај никла у лишћу неконтаминираних биљака је варирао од 0.15 mg/kg (III клон) до 2.31 mg/kg (I клон), а у контаминираним биљкама од 1.56 mg/kg (IV клон) до 3.61 mg/kg, за I клон (Таб. 24; Сл. 18).



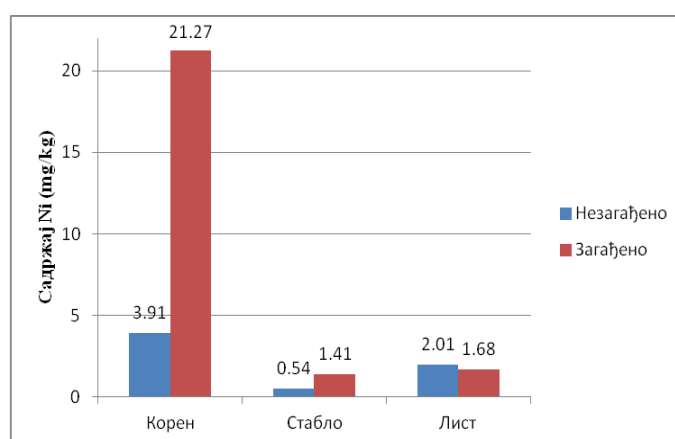
Слика 18. Средње вредности никла (Ni) у листу контаминиране и неконтаминираних биљке

Табела 25. Просечан садржај никла (Ni) у корену, стаблу и листу у неконтаминираним и контаминираним биљкама.

Никл (Ni) mg/kg (неконтаминирани)			
Клон	Корен	Стабло	Лист
I	1.59	0.69	3.61
II	3.08	0.06	3.57
III	4.07	0.08	0.23
IV	6.91	1.33	0.64
Просек без обзира на клон	3.91	0.54	2.01
Никл (Ni) mg/kg (контаминирани)			
Клон	Корен	Стабло	Лист
I	17.68	0.34	2.31
II	23.44	0.22	1.23
III	18.15	0.27	1.61
IV	25.79	4.80	1.56
Просек без обзира на клон	21,27	1,41	1,68

Добијени резултати указују да степен акумулације никла у корену, стаблу и листу биљке зависи од генотипа биљке (Таб. 25). Код I клона највећа количина никла је акумулирана у листу 3.61 mg/kg, затим у корену 1.59 mg/kg и на крају у стаблу 0.69 mg/kg (таб. 25). Код II клона је слична ситуација, стим што овај генотип карактерише знатно већа способност акумулације никла у корену у поређењу са I клоном. Трећи клон карактерише највећа количина никла у корену у поређењу са стаблом и листом. Иста ситуација је и код IV клона.

На основу резултата, могу се уочити две групе клонова. Једну чине I и II клон које карактерише способност фитоекстракције (преко листа) и фитостабилизације (преко корена), док другу групу чине III и IV клон које готово искључиво карактерише способност фитостабилизације никла (слика. 19).



**Слика 19.** Средње вредности никла у корену, стаблу и листу контаминираних и неконтаминираних врба без обзира на клон

Добијени резултати, без обзира на клон и станиште, указују да се у просеку никл највише депонује у корену, затим у листу и на крају у стаблу.



### 5.5.3. Садржај бакра (Cu) у земљишту и биљним органима

Бакар (Cu) представља микроелемент есенцијалног карактера за потребе биљака, који је токсичан уколико је присутан у високим концентрацијама. Сматра се да би количине бакра у земљишту биле токсичне за биљке, односно да би бакар био фитотоксичан у концентрацији између 60 и 125 mg kg<sup>-1</sup> (Kabata-Pendias, Pendias, 1984). Самим тим је веома важно контролисати количину бакра (Cu) у земљишту, како би се спречило нарушавање неколико метаболичких процеса самих биљака које су осетљиве на његов утицај, што за последицу може имати успоравање раста самих биљака (Kamal et al., 2004).

Контрола садржаја бакра, како у земљишту, тако и у биљкама је веома важна, посебно у медитеранским регионима који су познати по производњи вина. Фиторемедијација замљишта контаминираног бакром (Cu) може бити неопходна на великим површинама управо таквих региона који се користе за производњу вина, а због многих ограничења коришћења датог земљишта наметнутих од стране Европске Уније (Cherrei et al., 1999).

Када је концентрација бакра у спољашњој средини висока, он се код неких биљака у великој мери накупља у корену, при чему се сматра се да је то један од механизма заштите биљака од вишка бакра (Savage et al., 1981). Бакар утиче на метаболизам азотних једињења и угљених хидрата, образовање и фертилност полена и отпорност биљака према болестима (Kastori, 1990).

Токсичност Cu се смањује уколико се истовремено са већим количинама Cu обезбеде и високе дозе Zn и Fe (Vара, 1993; He et al., 2009). Ross (1994) истиче да су концентрације у контаминираним биљкама 20-100 mg/kg, а концентрације у земљишту које се сматрају токсичним 60-125 mg/kg.

Према званичним подацима (Сл.гласник бр. 30/2018), гранична максимална вредност садржаја бакра у земљишту је 36 mg/kg, а ремедијациона вредност је 190 mg/kg (Таб. 26). У свим испитиваним узорцима и неконтаминираног и контаминираног земљишта су количине бакра испод граничне минималне вредности, при чему треба истаћи да је садржај бакра незнатно већи у узорцима неконтаминираних земље. Ова количина присутног бакра се може објаснити антропогеним утицајем на земљиште. Земљиште, како у леји, тако и у кесама са земљом из РБ Колубара, контаминирано је воденим раствором CuSO<sub>4</sub>·Х5Н<sub>2</sub>О у концентрацији 10<sup>-3</sup> mol/dm<sup>3</sup> (249,7 ppm) у оквиру којег се налази 63,5 ppm бакра.

**Табела 26.** Гранична максимална и ремедијациона вредност концентрације бакра у земљишту (mg/kg)

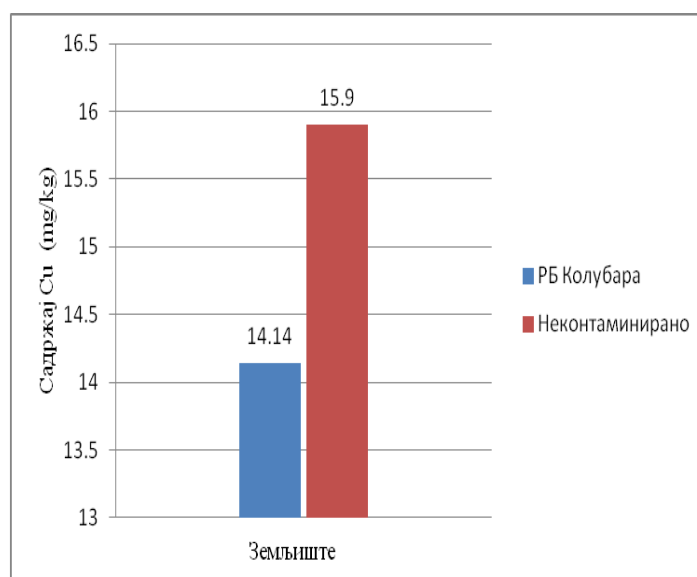
Метал	Cu (mg/kg)
ГМВ- Граничне максимална вредности	36
РВ – Ремедијационе вредности	190

Опсег концентрација у узорцима земље из неконтаминираног земљишта је од 14,68 mg/kg до 17,11 mg/kg, док је у контаминираним замљишту од 12,36 mg/kg до 18,87 mg/kg (Таб. 27).

**Табела 27.** Садржај бакра (Cu) у земљишту

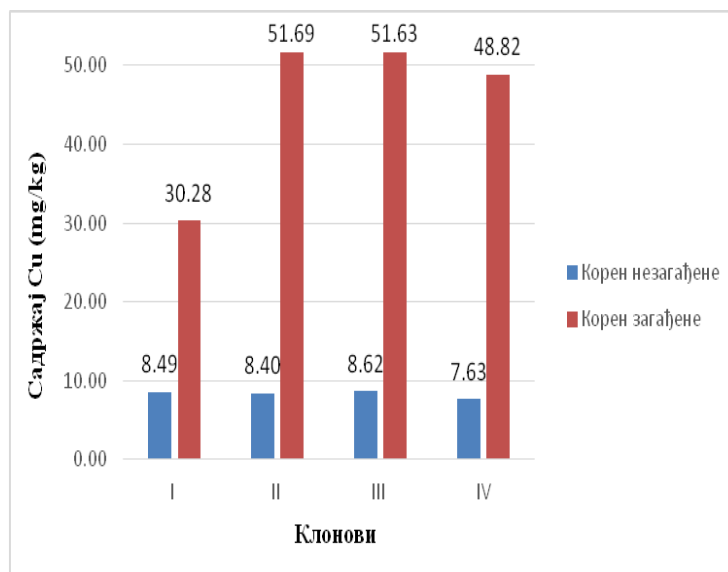
Узорци земљишта	Бакар (Cu) mg/kg	
	Неконтаминирано	Контаминирано
1	17.11	13.38
2	14.94	13.81
3	14.68	12.69
4	16.16	13.75
5	15.98	18.87
6	16.56	12.36
Просек	15.90	14.14
Минимум	14.68	12.36
Максимум	17.11	18.87
Ст. дев.	0.94	2.39

Просечан садржај бакра у неконтаминираном замљишту Шумарског факултета износи 15,90 mg/kg, а у замљишту из РБ Колубара 14,14 mg/kg (Сл. 20), где је минимална вредност у узорку 12,36 mg/kg, а максимална 18,87 mg/kg, што је свакако утицало на разлике између ова два станишта.



**Слика 20.** Садржај бакра у неконтаминираном и контаминираном земљишту

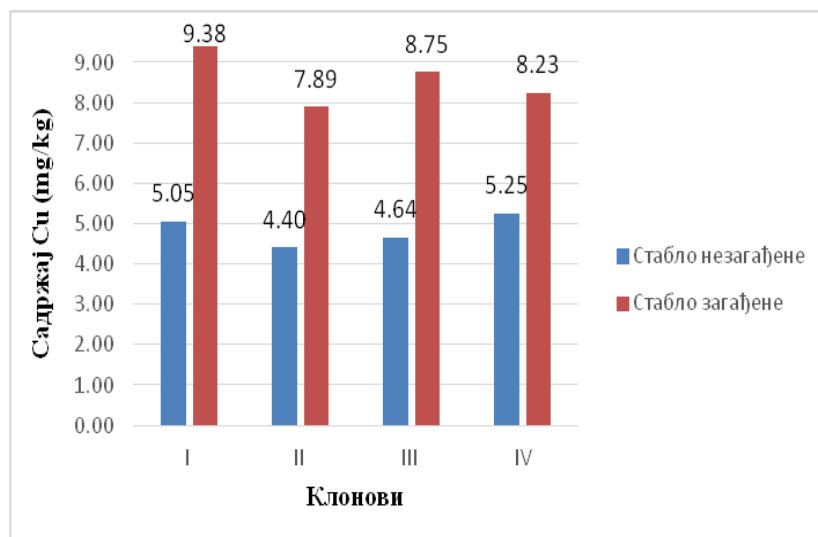
Добијени резултати показују да је садржај бакра у корену неконтаминираних биљака био готово уједначен за I, II и III клон, док је IV клон садржао нешто мању количину у корену (Сл. 21). У контаминираним биљкама су клонови II, III и IV клон (*Salix alba*) имали готово уједначену количину бакра у корену (51,69 mg/kg; 51,63 mg/kg; 48,82 mg/kg), док је I клон (*Salix viminalis*) имао мању количину (30,28 mg/kg). Сва три клона беле врбе поседују већи потенцијал ка фитостабилизацији бакра у односу на кошарасту врбу.



**Слика 21.** Средње вредности бакра (Cu) у корену контаминиране и неконтаминирание биљке

Садржај бакра у корену неконтаминираних биљака је износио од 7.63 mg/kg (IV клон) до 8.62 mg/kg (III клон), а у корену контаминираних биљака, од 30.28 mg/kg (I клон) до 51.69 mg/kg за II клон (Таб. 28). Ово се може објаснити разликама у хемијском саставу земљишта, при чему је нарочито однос хумуса и азота (C/N) различит код контаминираниог и неконтаминираниог замљишта.

Просечан садржај бакра у стаблу неконтаминирание биљке је варирао од 4,40 mg/kg за II клон, до 5.25 mg/kg за IV клон (Сл. 22).



**Слика 22.** Средње вредности бакра (Cu) у стаблу контаминираних и неконтаминираних биљака.

**Табела 28.** Садржај бакра (Cu) у корену у неконтаминираним и контаминираним биљкама.

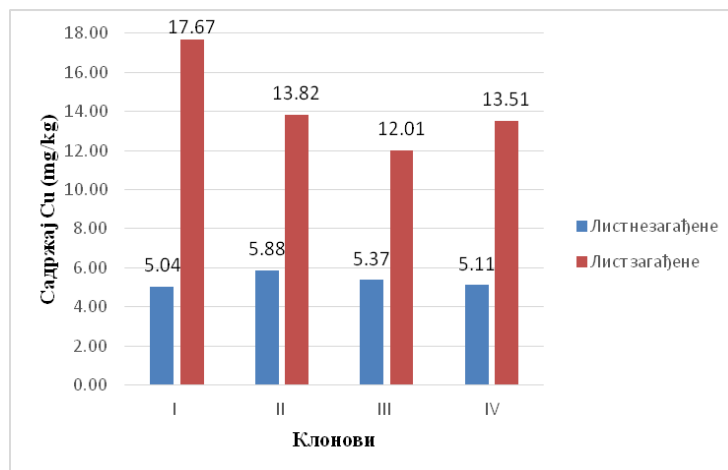
Узорци	Бакар (Cu) у корену-неконтаминирано mg/kg
--------	---

	I клон	II клон	III клон	IV клон
1	7,06	7,01	10,56	8,86
2	8,48	9,29	8,87	8,48
3	10,03	8,91	7,24	6,84
4	7,88	8,42	5,94	7,08
5	8,88	8,38	10,51	8,69
6	8,61	8,42	8,58	5,85
Просек	8,49	8,40	8,62	7,63
Минимум	7,06	7,01	5,94	5,85
Максимум	10,03	9,29	10,56	8,86
Ст. дев.	0,99	0,77	1,82	1,22
Узорци	Бакар (Cu) у корену-контаминирано mg/kg			
	I клон	II клон	III клон	IV клон
1	25,87	53,79	50,82	47,30
2	32,71	50,80	49,75	48,67
3	31,87	51,74	49,77	49,06
4	28,11	51,98	50,55	50,32
5	31,73	50,61	52,21	49,85
6	31,36	51,23	56,67	47,71
Просек	30,28	51,69	51,63	48,82
Минимум	25,87	50,61	49,75	47,30
Максимум	32,71	53,79	56,67	50,32
Ст. дев.	2,68	1,15	2,63	1,18

Садржај бакра у стаблу контаминираних биљака је варирао од 7,89 mg/kg за II клон до 9,38 mg/kg за I клон (Таб. 29). На основу резултата се може закључити да сва четири испитивана генотипа врба карактерише способност акумулације бакра.

Највећа количина бакра у лишћу (Таб. 30) неконтаминираних биљака је акумулирана од стране II клона (5,88 mg/kg), док је најмања количина акумулирана у лишћу I клона (5,04 mg/kg). У контаминираним биљкама највећу количину бакра је акумулирао I клон (17,67 mg/kg), а најмању III клон (12,01 mg/kg).

Подаци (Сл. 23) јасно указују да у листу има много више бакра код контаминираних, у односу на неконтаминираних биљке, при чему се истиче први клон, док је код незагађених биљака садржај бакра готово исти код свих клонова.



Слика 23. Средње вредности бакара (Cu) у листу контаминиране и неконтаминиране биљке

Табела 29. Садржај бакара (Cu) у стаблу у неконтаминираној и контаминираној биљци

Узорци	Бакар (Cu) у стаблу-неконтаминирано mg/kg			
	I клон	II клон	III клон	IV клон
1	5,01	4,70	7,39	5,36
2	5,53	4,57	4,12	5,28
3	5,19	3,94	4,76	5,90
4	4,96	4,07	3,18	4,59
5	4,42	4,61	4,68	4,37
6	5,19	4,54	3,75	6,01
Просек	5,05	4,40	4,64	5,25
Минимум	4,42	3,94	3,18	4,37
Максимум	5,53	4,70	7,39	6,01
Ст. дев.	0,37	0,32	1,47	0,67
Узорци	Бакар (Cu) у стаблу-контаминирано mg/kg			
	I клон	II клон	III клон	IV клон
1	8,45	8,57	8,41	9,00
2	8,58	10,45	7,94	7,63
3	8,84	7,42	9,46	8,88
4	13,72	7,66	8,99	8,59
5	7,86	6,72	8,55	7,89
6	8,84	6,51	9,17	7,40
Просек	9,38	7,89	8,75	8,23
Минимум	7,86	6,51	7,94	7,40
Максимум	13,72	10,45	9,46	9,00
Ст. дев.	2,16	1,45	0,55	0,68

**Табела 30.** Садржај бабра (Cu) у листу у неконтаминираној и контаминираној биљци

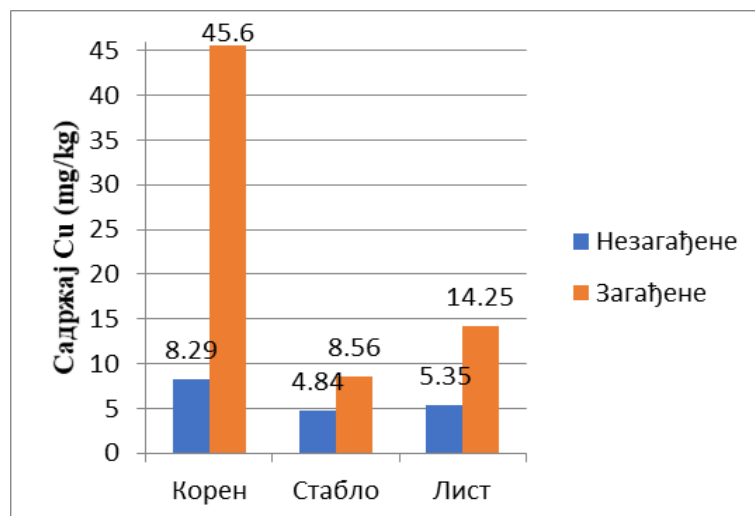
Узорци	Бабар (Cu) у листу-неконтаминирано mg/kg			
	I клон	II клон	III клон	IV клон
1	5,35	6,43	5,05	5,90
2	6,23	7,41	5,30	5,27
3	5,27	5,53	5,54	5,26
4	4,23	5,24	5,87	4,74
5	4,63	5,34	5,24	4,78
6	4,57	5,34	5,22	4,72
Просек	5,04	5,88	5,37	5,11
Минимум	4,23	5,24	5,05	4,72
Максимум	6,23	7,41	5,87	5,90
Ст. дев.	0,72	0,87	0,29	0,46
Узорци	Бабар (Cu) у листу-контаминирано mg/kg			
	I клон	II клон	III клон	IV клон
1	17,84	13,57	12,01	14,57
2	16,59	14,83	11,91	13,87
3	20,63	14,45	11,87	14,60
4	16,86	13,44	11,78	12,44
5	16,26	13,77	12,12	12,96
6	17,82	12,90	12,36	12,64
Просек	17,67	13,82	12,01	13,51
Минимум	16,26	12,90	11,78	12,44
Максимум	20,63	14,83	12,36	14,60
Ст. дев.	1,59	0,70	0,21	0,96

Добијени резултати показују да се у неконтаминираним биљкама највише акумулирало бабра у корену I клона биљке (8,29 mg/kg), док се у контаминираним биљкама I клона такође највећа количина бабра (45,60 mg/kg) налазила у корену (Таб. 31; Сл. 24).

**Табела 31.** Садржај бабра (Cu) у корену, стаблу и листу у неконтаминираној и контаминираној биљци без обзира на клон

Клон	Неконтаминирано		
	Корен	Стабло	Лист
I	8,49	5,05	5,04
II	8,40	4,40	5,88
III	8,62	4,64	5,37
IV	7,63	5,25	5,11
Просек	8,29	4,84	5,35
Клон	Контаминирано		
	Корен	Стабло	Лист
I	30,28	9,38	17,67
II	51,69	7,89	13,82
III	51,63	8,75	12,01
IV	48,82	8,23	13,51
Просек	45,60	8,56	14,25

На основу резултата може се рећи да је код неконтаминираних и контаминираних биљака бакар највише депонован у корену, затим у листу и најзад у стаблу.



**Слика 24.** Средње вредности бакра у корену, стаблу и листу неконтаминираних и контаминираних врба без обзира на клон

Физиолошка улога бакра може се разумети ако се има у виду да је он саставни део многих оксидационих ензима, осим тога има значајну улогу у синтези протеина, јер ступа у дејство са SH групом, има стабилизирајући утицај на хлорофил, чувајући га од разарања. Бакар се углавном депонује у листовима, где утиче на способност задржавања воде. Недостатак утиче на појаву хлорозе, тј. одумирања најмлађих листова, грађу проводних судова и механичког ткива. Вишак бакра изазива недостатак гвожђа, те слаб раст надземног дела и корена биљке (Krstić et al., 2011).

Многобројна научна истраживања су показала да врба може да одржи нормалан раст без визуелних симптома токсичности Cu, што сугерише да врба има високу отпорност на комбиноване стресове Cu и заливање водом.

#### 5.5.4. Садржај кадмијума (Cd) у земљишту и биљним органима

Кадмијум (Cd) је елемент који биљке не користе у исхрани. Геолошко распадање стена је главни природни извор загађивача Cd (Khan et al., 2010; Liu et al., 2013), док примарни антропогени извори Cd укључују агрохемикалије, производњу, емисију из возила, отпадне воде за наводњавање, топљење и рударство (Khan et al., 2016; Nawab et al., 2016).

У питању је токсичан елемент за биљке и спада у групу тешких метала које биљка лако усваја преко корена. Због своје лаке покретљивости, кадмијум бива транслоциран у лишће биљке, изазивајући токсиколошке ефекте, чак и при ниским концентрацијама. Кадмијум инхибира клијање семена, редукује раст, узрокује лисну хлорозу кроз индукцију недостатка Fe, нарушава водни режим, фотосинтезу, функционисање низа ензима, доводи до формирања слободних радикала и изазива поремећаје у усвајању N, P, K, Mg, Ca, Zn, Cu и Na (Greger, Lindberg, 1987; Greger et al., 1991; Wallace et al. 1992; Pál et al., 2006).

Контрола акумулације Cd у биљкама је компликована чињеницом да већина

есенцијалних транспортера хранљивих материја, као што су бакар (Cu), манган (Mn), гвожђе (Fe) и цинк (Zn), такође олакшавају апсорпцију Cd (Huang et al., 2020).

Синтеза протеинских транспортера за Cd и Fe је стимулирана смањењем садржаја Fe у подлози и самим тим недостатак Fe у коренском медијуму може да повећа усвајање присутног Cd (Awad, Römheld, 2000).

Borišev et al. (2009) наводе да су концентрације Cd у листовима врсте *S. alba* (476,6 µg/g суве материје), *S. matsudana* (389,0 µg/g) и *S. nigra* (507,5 µg/g) и у избојцима *S. alba* (338,9 µg/g), *S. matsudana* (259,6 µg/g) и *S. nigra* (347,0 µg/g) међу највећим икад регистрованим концентрацијама акумулираним у врбама гајеним на воденим културама. Такође, Lux et al. (2002) и Lunackova et al., (2003) наводе да је количина усвојеног кадмијума од стране *Salix alba* била у распону 2,0 – 62,1 µg/g суве материје у стаблу и 3,0 – 160 µg/g суве материје у листовима и избојцима.

Zacchini et al. (2009) су поредили клонове врба са клоновима топола гајеним са повишеним концентрацијама Cd у хидропонима, при чему су врбе класификовали као високо толерантне, са већим степеном транслокације Cd у односу на тестиране тополе (које су класификовали као средње толерантне). Salt et al. (1998) истичу да је боља способност транслокације Cd од стране врба у поређењу са тополама, последица високе транспирације врба у поређењу са тополама.

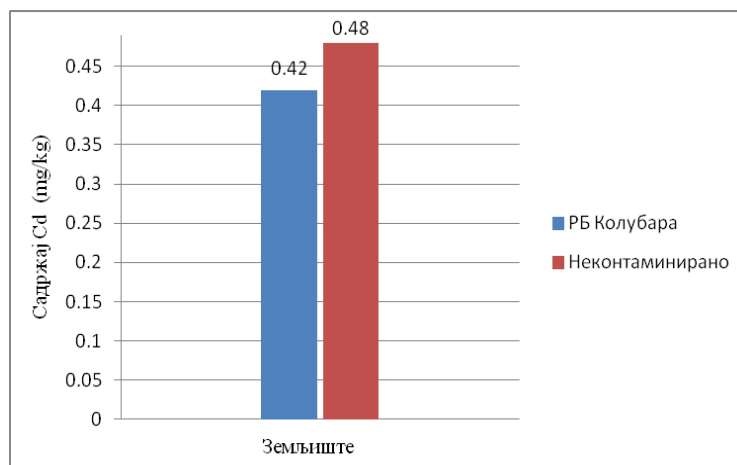
Гранична максимална вредност за кадмијум у земљишту је 0,8 mg/kg земљишта, а ремедијациона вредност преко 12 mg/kg (Таб. 32). У свим узорцима из неконтаминираног и из замљишта из РБ Колубара је садржај кадмијума испод граничне максималне вредности и ремедијационе вредности. Такође, вредности кадмијума у узорцима земљишта из РБ Колубара и земљишта у расаднику Шумарског факултета су веома сличне (Таб. 33).

**Табела 32.** Гранична максимална и ремедијациона вредност концентрације кадмијума у земљишту (mg/kg). (Сл.гласник бр. 30/2018).

Метал	Cd (mg/kg)
ГМВ- Граничне максимална вредности	0,8
РВ – Ремедијационе вредности	12

Просечан садржај кадмијума у неконтаминираном замљишту износи 0,48 mg/kg, а у контаминираном земљишту 0.42 mg/kg (Сл. 25).





Слика 25. Садржај кадмијума у неконтaминирaном и контaминирaном земљишту

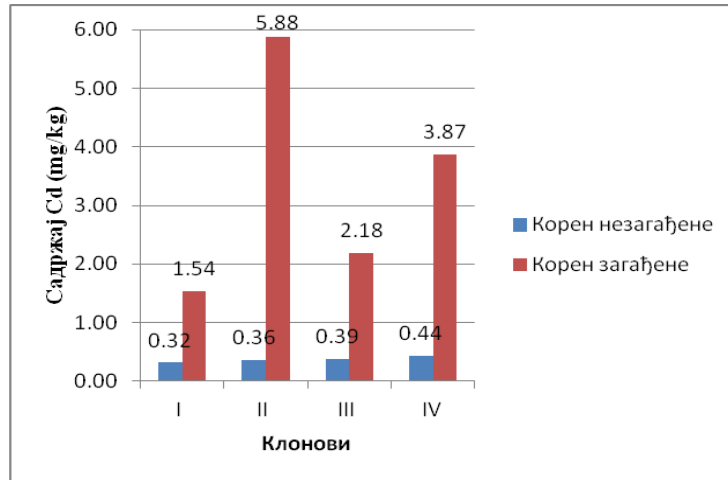
Табела 33. Садржај кадмијума (Cd) у земљишту

Узорци	Кадмијум (Cd) mg/kg	
	Неконтaминирaно	Контaминирaно
1	0,44	0,38
2	0,53	0,49
3	0,44	0,43
4	0,48	0,39
5	0,48	0,46
6	0,51	0,41
Просек	0,48	0,42
Минимум	0,44	0,38
Максимум	0,53	0,49
Ст. дев.	0,04	0,04

Опсег концентрација у узорцима земље из неконтaминирaног земљишта је од 0.44 mg/kg до 0.53 mg/kg, док је у контaминирaном земљишту од 0.38 mg/kg до 0.49 mg/kg (Таб. 33).

На основу резултата може се рећи да је садржај кадмијума у корену неконтaминираних биљака био готово уједначен, док се у контaминираним биљкама доста разликовао, на основу чега можемо да закључимо да способност апсорпције кадмијума у корену (фитостабилизације) зависи од генотипа врбе (Сл. 26).

Највећу способност фитостабилизације кадмијума има II клон, затим IV клон, па III клон, а најмању способност има I клон. Обзиром да су II, III и IV клон *Salix alba*, а да је I клон *Salix viminalis*, може се закључити да је бела врба бољи фитостабилизатор кадмијума од кошарасте врбе.



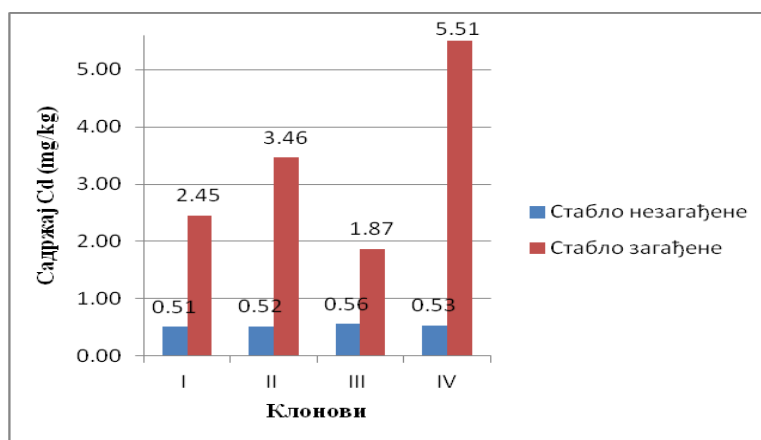
**Слика 26.** Средње вредности кадмијума (Cd) у корену контаминиране и неконтаминиране биљке

Садржај кадмијума у корену неконтаминираних биљака је варирао од 0,32 mg/kg (I клон) до 0,44 mg/kg (IV клон), а у корену контаминираних биљака од 1,54 mg/kg (I клон) до 5,88 mg/kg за II клон (Таб. 34).

**Табела 34.** Садржај кадмијума (Cd) у корену у неконтаминираној и контаминираној биљци

Узорци	Кадмијум (Cd) у корену неконтаминирано mg/kg			
	I клон	II клон	III клон	IV клон
1	0,31	0,38	0,29	0,39
2	0,28	0,35	0,43	0,58
3	0,24	0,36	0,38	0,32
4	0,26	0,36	0,47	0,34
5	0,38	0,36	0,47	0,70
6	0,43	0,36	0,27	0,29
Просек	0,32	0,36	0,39	0,44
Минимум	0,24	0,35	0,27	0,29
Максимум	0,43	0,38	0,47	0,70
Ст. дев.	0,08	0,01	0,09	0,16
Узорци	Кадмијум (Cd) у корену-контаминирано mg/kg			
	I клон	II клон	III клон	IV клон
1	1,70	5,78	2,02	3,66
2	1,47	6,10	2,22	3,78
3	1,60	5,63	2,05	4,18
4	1,46	5,87	2,21	3,84
5	1,52	5,62	2,05	3,70
6	1,49	6,27	2,55	4,05
Просек	1,54	5,88	2,18	3,87
Минимум	1,46	5,62	2,02	3,66
Максимум	1,70	6,27	2,55	4,18
Ст. дев.	0,09	0,26	0,20	0,21

Резултати анализа акумулације кадмијума у стаблу указују да контаминација биљака различито утиче на различите генотипове врба, односно да степен акумулације кадмијума у стаблу зависи од генотипа биљке (Сл. 27).



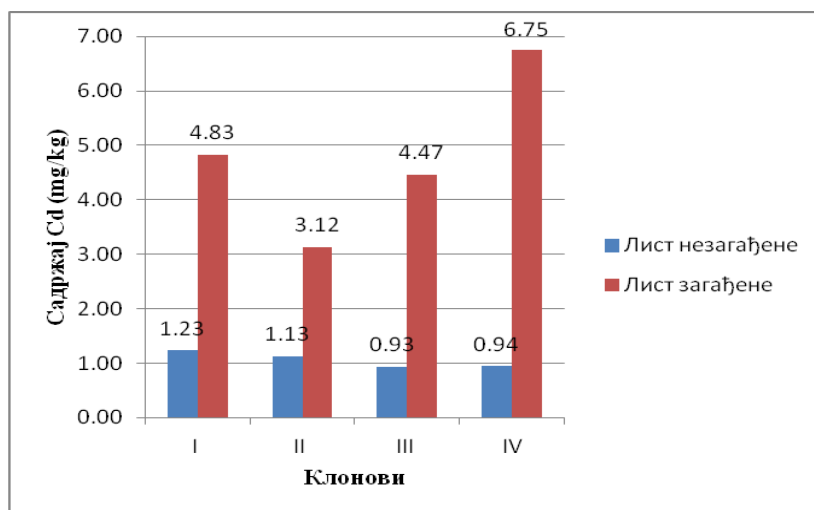
Слика 27. Средње вредности кадмијума (Cd) у стаблу контаминиране и неконтаминиране биљке.

Табела 35. Садржај кадмијума (Cd) у стаблу у неконтаминираној и контаминираној биљци

Узорци	Кадмијум (Cd) у стаблу-неконтаминирано mg/kg			
	I клон	II клон	III клон	IV клон
1	0,54	0,32	0,58	0,50
2	0,51	0,55	0,53	0,54
3	0,51	0,34	0,53	0,53
4	0,56	0,43	0,60	0,54
5	0,43	1,13	0,52	0,58
6	0,50	0,35	0,60	0,49
Просек	0,51	0,52	0,56	0,53
Минимум	0,43	0,32	0,52	0,49
Максимум	0,56	1,13	0,60	0,58
Ст. дев.	0,04	0,31	0,04	0,03
Узорци	Кадмијум (Cd) у стаблу-контаминирано mg/kg			
	I клон	II клон	III клон	IV клон
1	2,33	3,32	1,87	5,36
2	2,38	3,37	1,80	5,57
3	2,41	3,74	1,92	5,37
4	2,78	3,54	1,86	5,57
5	2,44	3,48	1,92	5,57
6	2,36	3,31	1,83	5,62
Просек	2,45	3,46	1,87	5,51
Минимум	2,33	3,31	1,80	5,36
Максимум	2,78	3,74	1,92	5,62
Ст. дев.	0,17	0,17	0,05	0,11

Просечан садржај кадмијума у стаблу контаминиране биљке је већи од просечног садржаја у стаблу неконтаминиране биљке. Садржај кадмијума у стаблу неконтаминираних биљака је готово уједначен, али је зато неуједначен у стаблима контаминираних биљака. Посебно се истиче IV клон контаминираних биљака, са просечном вредношћу од 5,51 mg/kg, док III клон контаминираних биљака има најмањи просечни садржај кадмијума у корену - 1,87 mg/kg (Таб. 35).

Резултати указују (Сл. 28) да је IV клон најперспективнији када је акумулација кадмијума у лишћу у питању.



**Слика 28.** Средње вредности кадмијума (Cd) у листу контаминиране и неконтаминиране биљке

Просечан садржај кадмијума у лишћу неконтаминираних биљака је варирао од 0,93 mg/kg (III клон) до 1,23 mg/kg (I клон), а у контаминираним биљкама од 3,12 mg/kg (II клон) до 6,75 mg/kg за IV клон (Таб. 36.).

**Табела 36.** Садржај кадмијума (Cd) у листу у неконтаминираној и контаминираној биљци

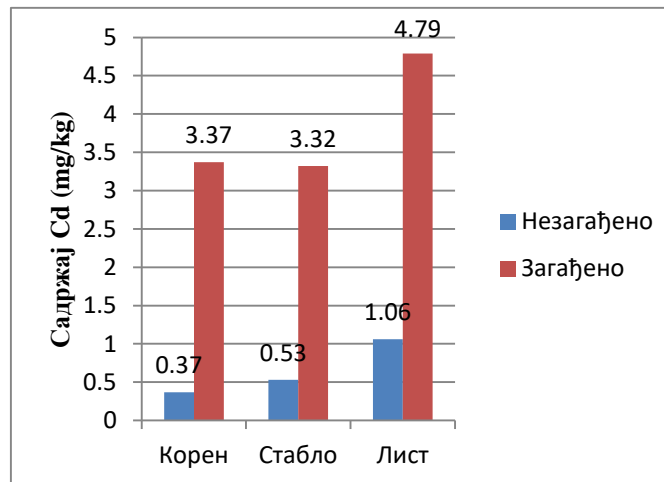
Узорци	Кадмијума (Cd) у листу-неконтаминирано mg/kg			
	I клон	II клон	III клон	IV клон
1	1,21	1,19	0,88	0,81
2	1,08	1,16	0,80	0,82
3	1,42	1,13	0,89	0,84
4	1,24	1,05	0,99	1,04
5	1,19	1,14	1,02	1,09
6	1,24	1,12	1,04	1,06
Просек	1,23	1,13	0,93	0,94
Минимум	1,08	1,05	0,80	0,81
Максимум	1,42	1,19	1,04	1,09
Ст. дев.	0,11	0,05	0,09	0,13

Узорци	Кадмијум (Cd) у листу-контаминирано mg/kg			
	I клон	II клон	III клон	IV клон
1	4,33	3,07	4,09	8,09
2	4,53	3,55	4,81	6,44
3	4,60	2,88	4,02	7,67
4	4,72	3,03	4,32	6,68
5	5,72	3,12	4,72	5,64
6	5,07	3,09	4,83	6,01
Просек	4,83	3,12	4,47	6,75
Минимум	4,33	2,88	4,02	5,64
Максимум	5,72	3,55	4,83	8,09
Ст. дев.	0,50	0,23	0,37	0,95

Добијени резултати (Таб. 37) указују да се највећа количина кадмијума акумулирана у лишћу, како неконтаминираних (1,06 mg/kg), тако и контаминираних биљака (4,79 mg/kg), а најмања у корену неконтаминираних биљака.

**Табела 37.** Садржај кадмијума (Cd) у корену, стаблу и листу у неконтаминираној и контаминираној биљци

Кадмијум (Cd) mg/kg (неконтаминиране)			
Клон	Корен	Стабло	Лист
I	0,32	0,51	1,23
II	0,36	0,52	1,13
III	0,39	0,56	0,93
IV	0,44	0,53	0,94
Просек	0,37	0,53	1,06
Кадмијум (Cd) mg/kg (контаминиране)			
Клон	Корен	Стабло	Лист
I	1,54	2,45	4,83
II	5,88	3,46	3,12
III	2,18	1,87	4,47
IV	3,87	5,51	6,75
Просек	3,37	3,32	4,79



**Слика 29.** Средње вредности кадмијума у корену, стаблу и листу неконтаминираних и контаминираних врба без обзира на клон

Може се истаћи да су резултати (Сл. 29) у сагласности са резултатима (Tózsér et al., 2017) који указују да врбе имају велики потенцијал акумулације Cd највише у листу, корену и стаблу и да је степен акумулације већи при ниским вредностима рН, али и дужим временом излагања где је акумулација била успешна најмање 3 године.

Baker et al. (1981) сматрају да садржај олова, хрома и кадмијума зависи од биљне врсте, ткива и места где се депонују ови метали у биљци.

Највећи утицај токсичних елемената је на ћелијском нивоу, тако да утиче на одређене метаболичке процесе саме биљке, а колико ће оштећење бити, зависи од количине контаминације, односно од концентрације тешког метала које је биљка апсорбовала.

#### 5.5.5. Садржај хрома (Cr) у земљишту и биљним органима

Хром спада у некорисне и токсичне елементе за биљке. Налази се свуда у окружењу - у ваздуху, води и земљишту и њиховом контаминацијом, лако се долази у контакт кроз удисање.

Обично се јавља као Cr (VI) у облику хромата ( $\text{CrO}_4^{-2}$ ) и као Cr (III), при чему је облик Cr (VI) знатно опаснији од Cr (III) облика. Треба истаћи да EPA (Environmental Protection Agency) класификује Cr (VI) као канцероген елемент који се уноси удисањем, а Cr (III) као непознати узрок рака. Америчка US EPA (U.S. Environmental Protection Agency) одређује Cr (VI) као једну од 17 најопаснијих хемикалија (USEPA IRIS, 2010). Један од начина ублажавања тоскичног дејства хрома је свакако његово превођење у други, мање токсични, облик, Cr (III) облик.

Токсичност хрома је посебно изражена у земљишту сачињеном од магматских стена (Bowen, 1966). Његово токсично дејство се огледа у смањивању апсорпције храњивих материја и воде саме биљке, што за последицу има значајан пад у квалитету и продуктивности (Khan et al., 2000; Jain et al., 2000).

Mlecsek et al. (2009a) истичу да је највећа концентрација хрома уочена код *S. petiolaria* 'Rigida' ( $3.06 \text{ mg kg}^{-1}$  и  $3.24 \text{ mg kg}^{-1}$ ) и у *S. japonica* ( $2.79 \text{ mg kg}^{-1}$  and  $2.95 \text{ mg kg}^{-1}$ ), док је

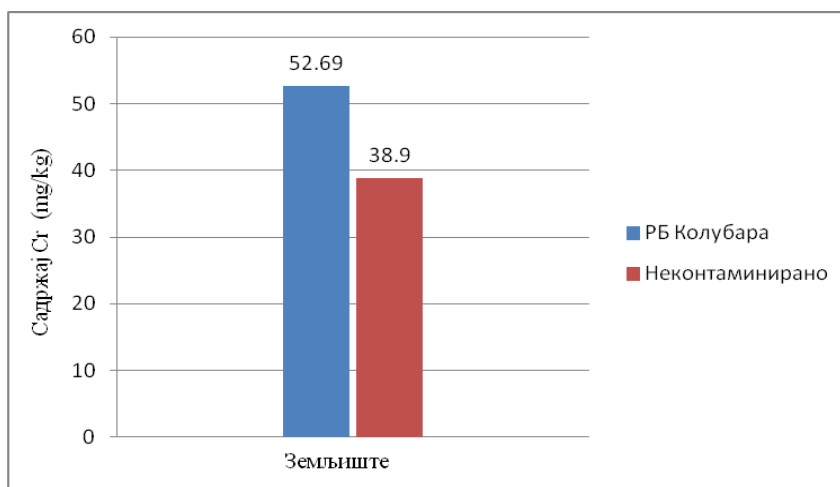
најнижа концентрација уочена код *S. purpurea* var. *Angustifolia* Kerner (0.44 mg kg<sup>-1</sup> и 0.61 mg kg<sup>-1</sup>) и код *S. purpurea* var. *Schultze* (0.71 mg kg<sup>-1</sup> и 0.83 mg kg<sup>-1</sup>).

Гранична максимална вредност за овај елемент у земљишту је 100 mg/kg земљишта, а ремедијациона вредност 380 mg/kg (Таб. 38). У свим узорцима из неконтаминираниог и контаминираниог замљишта је садржај хрома мањи од граничне максималне вредности и ремедијационе вредности. Земљиште, како у леји, тако и у кесама са земљом из РБ Колубара, контаминирано је воденим раствором K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> у концентрацији 10<sup>-3</sup> mol/dm<sup>3</sup> (294 ppm) у оквиру којег се налази 104 ppm хрома.

**Табела 38.** Гранична максимална и ремедијациона вредност концентрације хрома у земљишту (mg/kg). (Сл.гласник бр. 30/2018).

Метал	Cr (mg/kg)
ГМВ- Граничне максимална вредности	100
РВ – Ремедијационе вредности	380

Просечан садржај хрома у неконтаминираниом земљишту Шумарског факултета (Сл. 30) износи 38,90 mg/kg, а у контаминираниом замљишту са земљом из РБ Колубара 52,69 mg/kg.

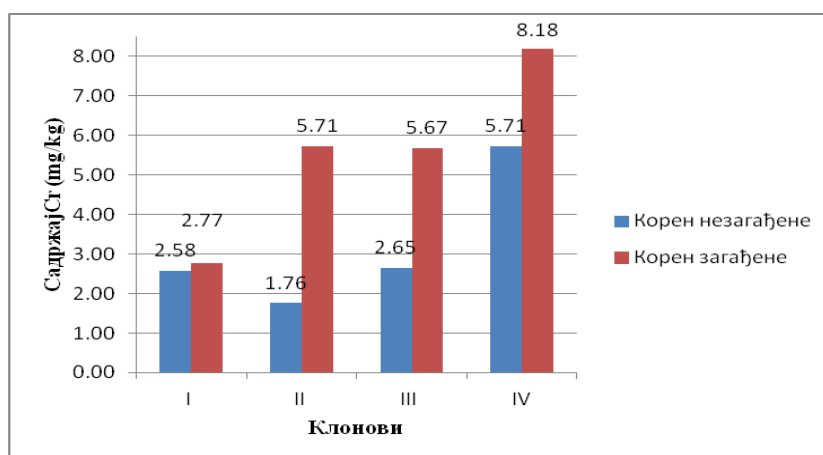


**Слика 30.** Садржај хрома у неконтаминираниом и контаминираниом земљишту

Опсег концентрација у узорцима (Таб. 39; Сл. 31) неконтаминираниог земљишта је од 34,94 mg/kg до 41,71 mg/kg, док у контаминираниом замљишту од 50,89 mg/kg до 54,70 mg/kg. Такође је садржај хрома у узорцима контаминираниог земљишта знатно већи од узорака неконтаминираниог земљишта.

**Табела 39.** Садржај хрома (Cr) у земљишту

Узорци земљишта	Хром (Cr) mg/kg	
	Неконтаминирано	Контаминирано
1	40.57	50.89
2	34.94	54.68
3	38.87	51.39
4	41.71	52.93
5	37.33	51.57
6	39.99	54.70
Просек	38.90	52.69
Минимум	34.94	50.89
Максимум	41.71	54.70
Ст. дев.	2.45	1.69

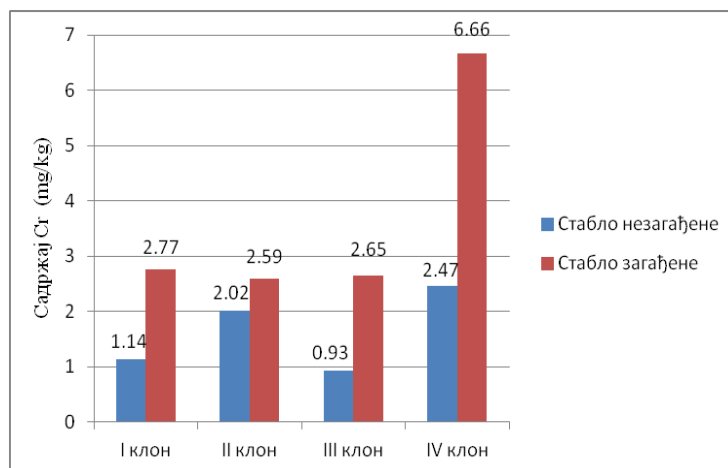


**Слика 31.** Средње вредности хрома (Cr) у корену контаминиране и неконтаминиране биљке

Садржај хрома у корену неконтаминираних биљака је варирао од 1,76 mg/kg (II клон) до 5,71 mg/kg (IV клон), а у корену контаминираних биљака од 2,77 mg/kg (I клон) до 8,18 mg/kg за IV клон (Таб. 40).

Код контаминираних биљака се посебно истиче IV клон са просечном вредношћу од 6,66 mg/kg, док остала три клона карактеришу релативно сличне вредности (Сл. 32).





Слика 32. Средње вредности хрома (Cr) у стаблу контаминиране и неконтаминиране биљке

Табела 40. Садржај хрома (Cr) у корену у неконтаминираној и контаминираној биљци

Узорци	Хрома (Cr) у корену-неконтаминирано mg/kg			
	I клон	II клон	III клон	IV клон
1	3,03	2,97	3,87	6,17
2	2,98	0,43	1,86	5,64
3	1,56	1,15	2,87	5,34
4	3,00	1,30	1,43	5,79
5	2,09	2,25	3,07	5,91
6	2,80	2,44	2,78	5,44
Просек	2,58	1,76	2,65	5,71
Минимум	1,56	0,43	1,43	5,34
Максимум	3,03	2,97	3,87	6,17
Ст. дев.	0,61	0,95	0,88	0,3079
Узорци	Хрома (Cr) у корену-контаминирано mg/kg			
	I клон	II клон	III клон	IV клон
1	2,85	6,17	7,22	10,42
2	2,41	5,64	3,94	13,35
3	4,10	5,34	4,90	4,67
4	1,93	5,79	6,26	5,27
5	3,07	6,06	7,18	8,62
6	2,26	5,29	4,50	6,73
Просек	2,77	5,71	5,67	8,18
Минимум	1,93	5,29	3,94	4,67
Максимум	4,10	6,17	7,22	13,35
Ст. дев.	0,77	0,36	1,42	3,31

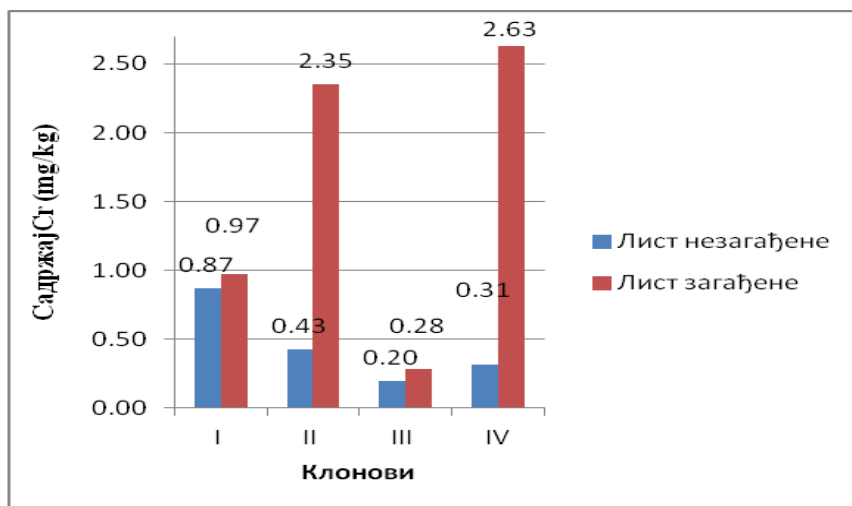
Просечни садржај хрома (Таб. 41) у стаблу неконтаминираних биљака је најмањи код III клона (0,93 mg/kg), а највећи код IV клона (2,47 mg/kg).

**Табела 41.** Садржај хрома (Cr) у стаблу у неконтаминираној и контаминираној биљци

Узорци	Хром (Cr) у стаблу-неконтаминирано mg/kg			
	I клон	II клон	III клон	IV клон
1	1,58	1,33	0,87	2,12
2	1,35	4,48	0,93	1,38
3	0,89	1,72	0,75	2,18
4	1,50	1,23	0,91	2,20
5	0,48	1,60	0,00	2,96
6	1,06	1,76	2,12	4,01
Просек	1,14	2,02	0,93	2,47
Минимум	0,48	1,23	0,00	1,38
Максимум	1,58	4,48	2,12	4,01
Стандардна девијација	0,42	1,22	0,68	0,90
Узорци	Хром (Cr) у стаблу-контаминирано mg/kg			
	I клон	II клон	III клон	IV клон
1	2,85	2,97	3,87	5,78
2	2,41	2,43	1,86	9,28
3	4,10	3,15	2,87	5,65
4	1,93	2,30	1,43	8,70
5	3,07	2,25	3,07	4,90
6	2,26	2,44	2,78	5,62
Просек	2,77	2,59	2,65	6,66
Минимум	1,93	2,25	1,43	4,90
Максимум	4,10	3,15	3,87	9,28
Стандардна девијација	0,77	0,37	0,88	1,84

Просечан садржај хрома у лишћу неконтаминираних биљака је био од 0.20 mg/kg (III клон) до 0.87 mg/kg (I клон), а у контаминираним биљкама од 0.28 mg/kg (III клон) до 2,63 mg/kg за IV клон (Таб. 42).

Резултати указују (Сл. 33) да се II клон и IV клон истичу у акумулацији хрома у свом лишћу у поређењу са I и III клоном.



Слика 33. Средње вредности хрома (Cr) у листу контаминиране и неконтаминиране биљке

Табела 42. Садржај хрома (Cr) у листу у неконтаминираној и контаминираној биљци

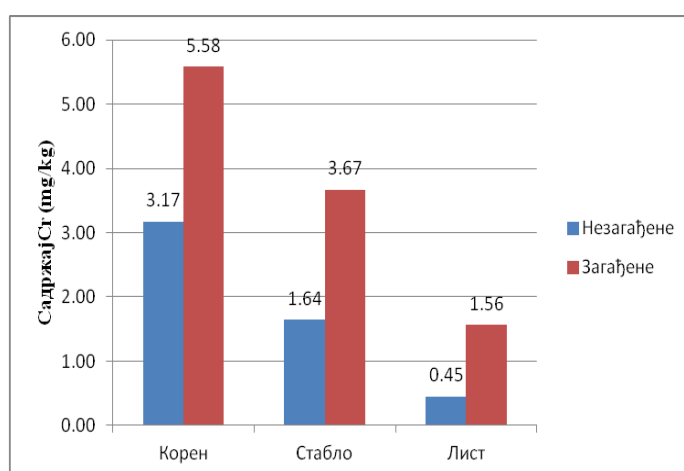
Узорци	Хром (Cr) у листу-неконтаминирано mg/kg			
	I клон	II клон	III клон	IV клон
1	0,00	2,02	0,31	0,00
2	0,18	0,54	0,00	0,00
3	3,90	0,00	0,86	1,86
4	1,14	0,00	0,00	0,00
5	0,00	0,00	0,00	0,00
6	0,00	0,00	0,00	0,00
Просек	0,87	0,43	0,20	0,31
Минимум	0,00	0,00	0,00	0,00
Максимум	3,90	2,02	0,86	1,86
Ст. дев.	1,55	0,81	0,35	0,76
Узорци	Хром (Cr) у листу-контаминирано mg/kg			
	I клон	II клон	III клон	IV клон
1	1,57	5,47	0,65	3,03
2	0,78	2,82	0,89	7,45
3	1,40	3,34	0,13	5,31
4	0,00	0,22	0,00	0,00
5	0,24	2,26	0,00	0,00
6	1,85	0,00	0,00	0,00
Просек	0,97	2,35	0,28	2,63
Минимум	0,00	0,00	0,00	0,00
Максимум	1,85	5,47	0,89	7,45
Ст. дев.	0,75	2,05	0,39	3,20

Добијени резултати указују да се највећа количина хрома акумулирала у корену како неконтаминираних (3,17 mg/kg), тако и контаминираних биљака (5,58 mg/kg). Најмања количина хрома је акумулирана у лишћу и неконтаминираних и контаминираних биљака (Таб. 43).

**Табела 43.** Садржај хрома (Cr) у корену, стаблу и листу у неконтаминираној и контаминираној биљци

Хром (Cr) mg/kg (неконтаминиране)			
Клон	Корен	Стабло	Лист
I	2,58	1,14	0,87
II	1,76	2,02	0,43
III	2,65	0,93	0,20
IV	5,71	2,47	0,31
Просек	3,17	1,64	0,45
Хром (Cr) mg/kg (контаминиране)			
Клон	Корен	Стабло	Лист
I	2,77	2,77	0,97
II	5,71	2,59	2,35
III	5,67	2,65	0,28
IV	8,18	6,66	2,63
Просек	5,58	3,67	1,56

Подаци истраживања (Сл. 34) о акумулацији хрома су у сагласности са резултатима Yu et al. (2008). Резултати Yu et al. (2008) су показали да су корен и стабло главна места за акумулацију хрома (VI) и хрома (III). Њихови резултати указују да постоје различити механизми за апсорпцију, асимилацију и транслокацију Cr (VI) и Cr (III) који су присутни у различитим врстама врба. Овај фактор увек треба узимати у обзир како би фиторемедијација била што ефикаснија. Уц, Gu (2007) истичу да је при третману са ниским садржајем Cr (III) ( $2,5 \text{ mg/dm}^3$ ), акумулација хрома била највећа (92%) у корену, а најмања (0,2%) у листовима. Резултати су такође показали да је могућа транслокација Cr из корена у изданке.



**Слика 34.** Средње вредности хрома у корену, стаблу и листу контаминираних и неконтаминираних врба без обзира на клон

### 5.5.6. Садржај олова (Pb) у земљишту и биљним органима

Олово (Pb) представља некористан и токсичан тешки метал за потребе биљака. Олово је елемент који биљке не користе у исхрани. Олово (Pb) је тешко растворљиво и у земљишту је најчешће везано за органске и неорганске честице, те је његов већи део најчешће биолошки недоступан (Grěman et al., 2001; McGrath et al., 2001). Облици олова који доспевају у земљиште су свакако ( $Pb^{2+}$ ) као најстабилнији облик олова, комплекси олова са металима, хидроксида олова итд.  $Pb^{2+}$  је најчешћи реактивни облик олова, формирајући мононуклеарне и полинуклеарне оксиде и хидроксида (GWRTAC, 1997.) Поред растворних облика, олово у земљишту се може наћи и у нерастворном облику. Олово-сулфид (PbS) представља најстабилнији облик једињења олова присутних у земљишту. Са повећањем концентрације сулфида, условљених редукционим условима, долази до његовог формирања у унутрашњости матрикса земљишта. Поред олово-сулфида у земљишту, преовлађујућа нерастворљива једињења олова су: фосфати олова, карбонати олова (који се јављају када је рН већи од 6 и олово-(хидро)оксиди (Raskin et al., 2000).

Pb у биљкама смањује садржај пигмената и интензитет фотосинтезе, инхибира нодулацију, усвајање N и редукцију нитрата, смањује количину Fe, Mn, Cu и Zn у изданку и доводи до поремећаја у водном режиму директним нарушавањем функције проводних елемената (Huang et al., 1974; Singh et al., 1997; Fodor et al., 1998; Cseh et al., 2000; Xiong et al., 2006).

Многа истраживања су потврдила да неки синтетички хелати повећавају растворљивост и мобилност Pb (и других метала) везаног за различите фракције земљишта и његову транлокацију и покретљивост у биљкама (Huang et al., 1996; Blaylock et al., 1997; Vassil et al., 1998; Wu et al., 1999; Elles et al., 2000; Kirkham et al., 2000; Meers et al., 2005; Santos et al., 2006).

Према Pählsson-Balsberg (1989), концентрација олова у биљном ткиву шумског дрвећа, које не изазивају ефекте оштећења у случају олова, је  $Pb < 15 \mu\text{g/g}$ , а смањење физиолошких активности и прираста је у случају када је концентрација олова између 20-70  $\mu\text{g/g}$ .

Гранична максимална вредност олова (Pb) у земљишту износи 85 mg/kg, а ремедијациона 530 mg/kg (Таб. 44). У свим испитиваним узорцима у неконтаминираним и контаминираним земљишту, садржај олова је испод граничне максималне вредности. Земљиште, како у леји, тако и у кесама са земљом из РБ Колубара, контаминирано је воденим раствором  $PbNO_3$  у концентрацији  $10^{-3} \text{ mol/dm}^3$  (331 ppm) у оквиру којег се налази 207,2 ppm олова.

**Табела 44.** Гранична максимална и ремедијациона вредност концентрације олова у земљишту (mg/kg). (Сл.гласник бр. 30/2018).

Метал	Pb (mg/kg)
ГМВ- Граничне максимална вредности	85
РВ – Ремедијационе вредности	530

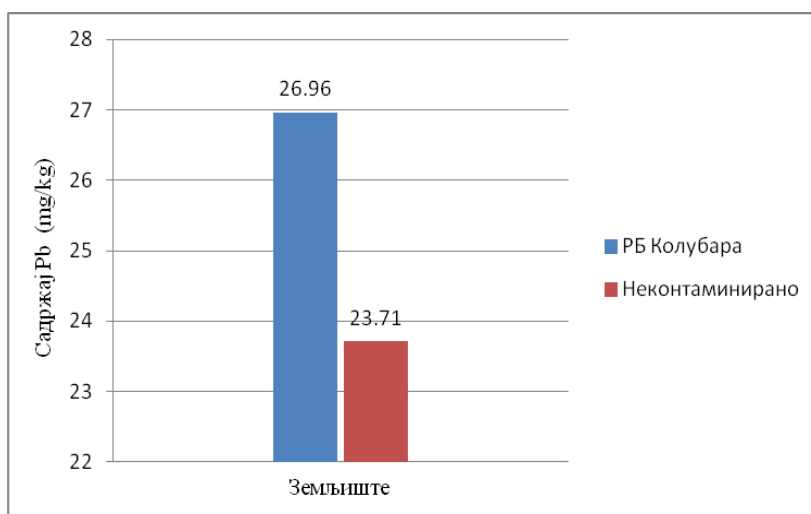
Просечан садржај олова у неконтаминираним замљишту Шумарског факултета износи 23,71 mg/kg, а у замљишту из РБ Колубара 26,96 mg/kg (Таб. 45).

**Табела 45.** Садржај олова (Pb) у земљишту

Понављања	Олово (Pb) mg/kg	
	Неконтаминирано	Контаминирано
1	24.77	27.80
2	25.40	22.94
3	26.25	27.31
4	22.15	26.03
5	23.42	29.81
6	20.27	27.85
Просек	23.71	26.96
Минимум	20.27	22.94
Максимум	26.25	29.81
Ст. дев.	2.23	2.31

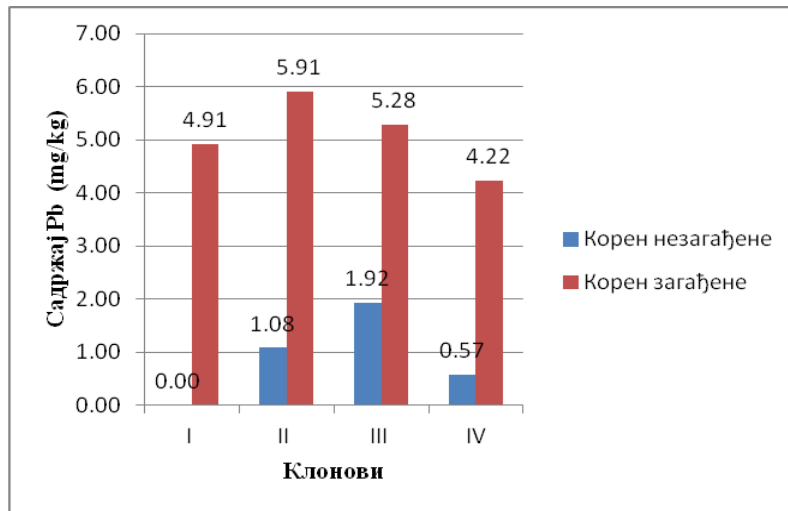
Опсег концентрација у узорцима неконтаминираним замљишту је од 20,27 mg/kg до 26,25 mg/kg, а у контаминираним замљишту од 22,94 mg/kg до 29,81 mg/kg (Таб. 45).

Просечне вредности садржаја у оба станишта дати су на слици 35 и показују да је акумулација већа на контаминираним станишту, у односу на неконтаминирани станиште.



**Слика 35.** Садржај олова у неконтаминираним и контаминираним земљишту

Сви клонови контаминираних биљака су акумулирали олово у свом корену, при чему је највећу количину олова акумулирао II клон (5,91 mg/kg), а најмању IV клон (4,22 mg/kg) (Сл. 36).



**Слика 36.** Средње вредности олова (Pb) у корену контаминиране и неконтаминираних биљке

Добијени просечни резултати (Таб. 46) указују да, код неконтаминираних биљака, I клон не карактерише способност акумулације олова, док III клон има најбољу акумулацију у корену (1,92 mg/kg).

**Табела 46.** Садржај олова (Pb) у корену у неконтаминираној и контаминираној биљци

Узорци	Олово (Pb) у корену-неконтаминирано mg/kg			
	I клон	II клон	III клон	IV клон
1	0,00	1,42	0,00	1,44
2	0,00	0,00	0,00	1,99
3	0,00	1,82	0,00	0,00
4	0,00	1,09	0,00	0,00
5	0,00	1,04	11,55	0,00
6	0,00	1,12	0,00	0,00
Просек	0,00	1,08	1,92	0,57
Минимум	0,00	0,00	0,00	0,00
Максимум	0,00	1,82	11,55	1,99
Ст. дев.	0,00	0,61	4,71	0,90
Узорци	Олово (Pb) у корену-контаминирано mg/kg			
	I клон	II клон	III клон	IV клон
1	6,73	5,70	5,70	3,62
2	3,93	5,81	4,97	4,12
3	4,01	5,00	4,44	5,19
4	5,94	5,29	4,30	4,78
5	4,93	5,80	5,36	4,00
6	3,94	7,86	6,94	3,63
Просек	4,91	5,91	5,28	4,22
Минимум	3,93	5,00	4,30	3,62
Максимум	6,73	7,86	6,94	5,19
Ст. дев.	1,19	1,01	0,97	0,64

Код контаминираних биљака, интересантан је податак да је највећу акумулацију показао II клон, са вредношћу од 5,91 mg/kg, док се IV клон, са вредношћу од 4,22 mg/kg, показао као најлошији акумулатор олова.

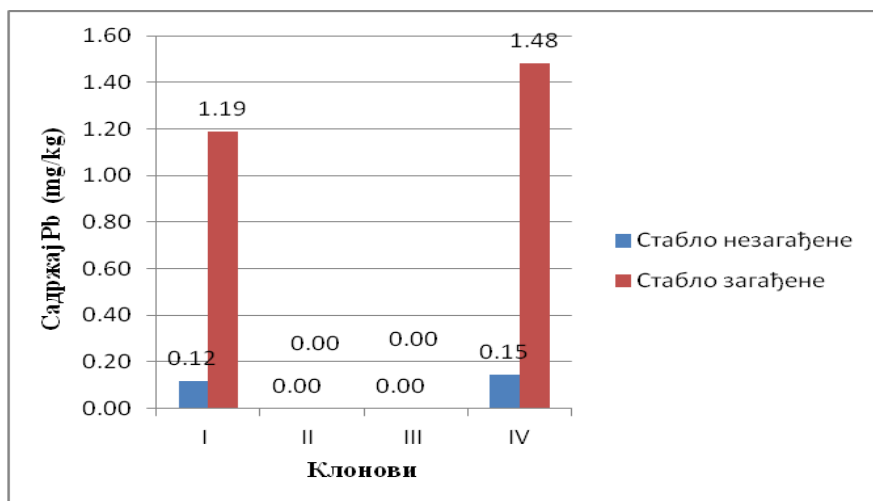
Просечан садржај олова у стаблу, како неконтаминираних, тако и контаминираних биљака, најмањи је код II клона (0 mg/kg) и III клона (0 mg/kg), а највећи код IV клона, при чему је IV клон неконтаминираних биљака акумулирао само 0,15 mg/kg олова, а контаминираних биљака 1,48 mg/kg. Клон број I у неконтаминираним земљишту је акумулирао у стаблу само 0,12 (mg/kg), а у контаминираним просечно 1,19 mg/kg (Таб. 47).

Посебно је интересантан податак да клон број II и клон III нису акумулирали олово у стаблу, како на контаминираним, тако и на неконтаминираним земљишту.

**Табела 47.** Садржај олова (Pb) у стаблу у неконтаминираној и контаминираној биљци

Узорци	Олово (Pb) у стаблу-неконтаминирано mg/kg			
	I клон	II клон	III клон	IV клон
1	0,00	0,00	0,00	0,87
2	0,00	0,00	0,00	0,00
3	0,00	0,00	0,00	0,00
4	0,00	0,00	0,00	0,00
5	0,00	0,00	0,00	0,00
6	0,71	0,00	0,00	0,00
Просек	0,12	0,00	0,00	0,15
Минимум	0,00	0,00	0,00	0,00
Максимум	0,71	0,00	0,00	0,87
Ст. дев.	0,29	0,00	0,00	0,36
Узорци	Олово (Pb) у стаблу-контаминирано mg/kg			
	I клон	II клон	III клон	IV клон
1	0,00	0,00	0,00	1,90
2	2,22	0,00	0,00	0,00
3	2,24	0,00	0,00	1,87
4	0,00	0,00	0,00	2,42
5	1,36	0,00	0,00	0,00
6	1,30	0,00	0,00	2,70
Просек	1,19	0,00	0,00	1,48
Минимум	0,00	0,00	0,00	0,00
Максимум	2,24	0,00	0,00	2,70
Ст. дев.	1,00	0,00	0,00	1,19





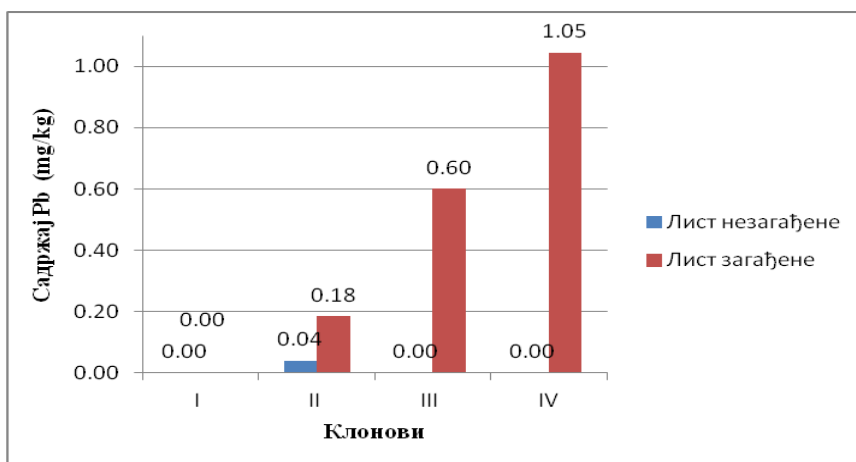
Слика 37. Средње вредности олова (Pb) у стаблу контаминиране и неконтаминиране биљке

На основу резултата лишћа неконтаминираних биљака (Таб. 48) може се уочити да I, III и IV клон на незагађеном земљишту нису акумулирали олово у лишћу, односно лишће садржи количину која је испод границе детекције. Најмању количину олова поседује трећи клон у лишћу (0.04 mg/kg), што је близу границе детекције истог.

Табела 48. Садржај олова (Pb) у листу у неконтаминираној и контаминираној биљци

Узорци	Олово (Pb) у листу-неконтаминирано mg/kg			
	I клон	II клон	III клон	IV клон
1	0,00	0,00	0,00	0,00
2	0,00	0,00	0,00	0,00
3	0,00	0,00	0,00	0,00
4	0,00	0,00	0,00	0,00
5	0,00	0,00	0,00	0,00
6	0,00	0,23	0,00	0,00
Просек	0,00	0,04	0,00	0,00
Минимум	0,00	0,00	0,00	0,00
Максимум	0,00	0,23	0,00	0,00
Ст. дев.	0,00	0,00	0,00	0,00
Узорци	Олово (Pb) у листу-контаминирано mg/kg			
	I клон	II клон	III клон	IV клон
1	0,00	1,11	0,00	0,00
2	0,00	0,00	0,00	0,78
3	0,00	0,00	1,16	0,00
4	0,00	0,00	0,56	2,09
5	0,00	0,00	1,87	0,92
6	0,00	0,00	0,00	2,48
Просек	0,00	0,18	0,60	1,05
Минимум	0,00	0,00	0,00	0,00
Максимум	0,00	1,11	1,87	2,48
Ст. дев.	0,00	0,45	0,78	1,04

Лишће контаминираних врба поседује мале количине олова у себи (Сл. 38). Највећу количину олова има лишће IV клона (1.05 mg/kg), затим лишће III клона (0.6 mg/kg) и на крају лишће II клона (0.18 mg/kg). Први клон нема олова у свом лишћу.



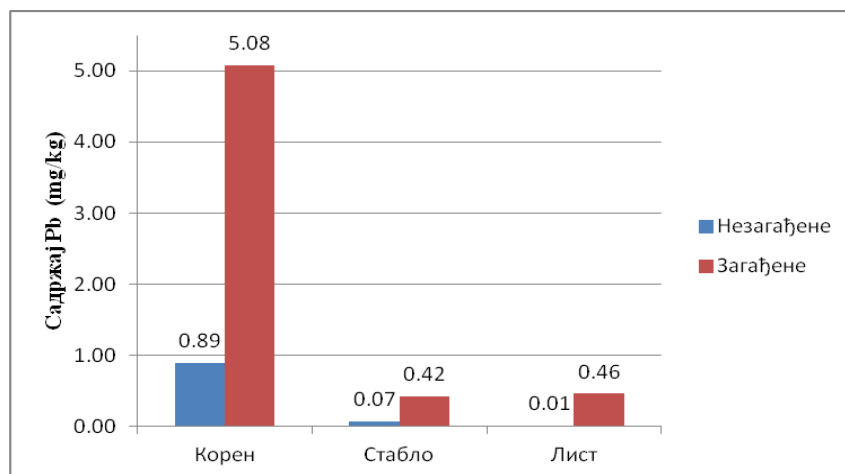
**Слика 38.** Средње вредности олова (Pb) у листу контаминираних и неконтаминираних биљка

На основу добијених резултата се може рећи да се у неконтаминираним биљкама највише олова акумулира у корену, затим мања количина у стаблу и занемарљива количина у листу (Таб. 49). Код контаминираних врба је највећа количина олова такође концентрисана у корену биљке (5,08 mg/kg), а степен акумулације олова у стаблу и лишћу се разликовао у клоновима и кретао се од 0,42 mg/kg у стаблу до 0.46 mg/kg у лишћу.

**Табела 49.** Садржај олова (Pb) у корену, стаблу и листу у неконтаминираној и контаминираној биљци

Клон	Корен	Стабло	Лист
I	0,00	0.12	0,00
II	1,08	0.00	0,04
III	1,92	0.00	0,00
IV	0,57	0.15	0,00
Просек	0,89	0.07	0,01
Клон	Корен	Стабло	Лист
I	4,91	0.19	0,00
II	5,91	0.00	0,18
III	5,28	0.00	0,60
IV	4,22	1.48	1,05
Просек	5,08	0.42	0,46

Оваква расподела олова (Сл. 39) у органима биљака се може објаснити слабом покретљивошћу олова, због његове велике тежине, али и генотипом биљака, као и анатомијом контаминираних биљака. Резултати за потребе ове дисертације су у сагласности са резултатима истраживања *Borišev et al. (2009)* који истичу да је унос метала био ограничен на корен и да се способност клонова да екстрахују и транслоцирају олово разликовала у зависности од количине метала и генотипа врбе.



**Слика 39.** Средње вредности олова у корену, стаблу и листу контаминираних и неконтаминираних врба без обзира на клон

Добијени резултати о акумулацији кадмијума и олова су у сагласности са резултатима Tózsér et al. (2017) који су показали да су сви делови врба акумулирали значајно више Cd, Pb и Zn у контаминираним земљиштима него у неконтаминираним земљиштима. Међутим, акумулација метала се значајно разликовала међу деловима биљака. Закључују да су врбе врсте које се показују као просперитетни акумулатори Cd (гранчице и лишће), Pb (корен и гранчице) Zn (гранчице). Открили су да је стопа акумулације Cd у стабљикама већа у земљиштима са нижим pH. Утврђена је значајна позитивна корелација између акумулације Cd и Zn у стабљикама. Стопе акумулације Cd (и у лишћу и у гранчицама) и Zn (у гранчицама) су значајно повећане са временом излагања и акумулација је била успешна током 3 године.

### 5.5.7. Садржај арсена (As) у земљишту и биљним органима

Иако се арсен (As) јавља као 20-ти најзаступљенији елемент у геосфери, он је изузетно токсичан елемент. Спада у групу металоида, али због густине која је већа од  $5 \text{ g/cm}^3$ , може се сврстати и у групу тешких метала. Контаминирано земљиште металима, посебно арсеном, угрожава људско здравље, као и еколошки екосистем широм света (Vithanage et al., 2012). Управо због високе токсичности арсена, његово уклањање из земљишта је постао приоритет и изазован задатак за научну заједницу која је имала за императив проналажење адекватне технике екстракције арсена из земљишта уз што мање трошкове. Управо је фиторемедијација та која је обезбедила зелено, јефтино, сигурније и одрживо решење за избегавање токсичности арсена.

Неоргански арсен одваја фосфорилацију и инхибира унос фосфата, а самим тим и присуство неорганског арсена у земљишту и води, што је веома важно јер је арсен веома токсичан за биљке, из разлога што омета метаболичке процесе биљака и смањује њихов раст (Vithanage et al., 2012). Транспорт арсена од земљишта до корена биљке зависи од нивоа кисеоника у ризосфери биљне врсте и самим тиме садржај арсена у великој мери зависи од редокс стања у земљишту (Massechelyn, Patrick, 1994; Heikens et al., 2007; Tripathi et al., 2007). Тако на пример, Zhao (2003) са сарадницима истиче да је арсенат доминантан у

средини у којој влада аеробно стање, док у средини са анаеробним стањем доминира арсенит.

Способност транслокације арсена (As) се сматра једном од важнијих особина биљака, јер управо она одређује потенцијал фиторемедијације одређене биљне врсте за арсен (Koivula et al., 2009). С бзиром на то да се арсен (As) преноси из корена у надземне делове биљке као арсенит (Zhu, Rosen, 2009), веома је важно превести арсен из облика арсената у арсенитни облик. Превођење арсена из As (V) у As (III), односно из арсенатног у арсенитни облик се врши уз помоћу ензима арсен-редуктазе (Ali, 2009; Hokura et al., 2006) на који различито утицу одговарајући јони. Тако, на пример, повећање присуства ацетатних, карбонатних и фосфатних јона повећава унос арсена у арсенитном облику, док су нитрати, хлориди и сулфати значајно умањили његов унос од стране биљке (Chandra et al., 2007).

Ma et al. (2001) су утврдили већу екстракцију As коришћењем папрати (*Pteris vittata*) у количини од 22.630 mg/kg у земљишту које садржи 1500 mg/kg арсена. Wauchore (1983) такође истиче способност папрати *Pityrogramma calomelanos* и *Pteris vittata* за фитоекстракцијом арсена, при чему су листови биљака садржавали концентрацију арсена изнад нормалног опсега од 0,1–5 mg/kg чиме су окарактерисани као хиперакумулатори арсена. Yanitch et al. (2017) истичу способност врба *Salix purpurea* да могу да толеришу до 5 mg/dm<sup>3</sup> арсена.

**Табела 50.** Гранична максимална и ремедијациона вредност концентрације арсена у земљишту (mg/kg) (Сл.гласник бр. 30/2018).

Метал	As (mg/kg)
ГМВ- Граничне максимална вредности	29
РВ – Ремедијационе вредности	55

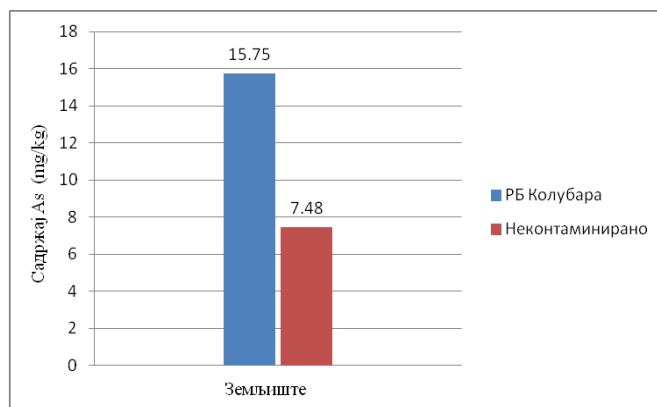
Просечан садржај арсена у неконтаминираном замљишту Шумарског факултета износи 7,48 mg/kg, а у замљишту из РБ Колубара износи 15,75 mg/kg (Таб. 51).

**Табела 51.** Садржај арсена (As) у земљишту

Узорци земљишта	Арсен (As) mg/kg	
	Неконтаминирано	Контаминирано
1	5.89	13.73
2	6.95	17.90
3	9.71	15.26
4	6.12	16.57
5	8.27	15.37
6	7.93	15.69
<b>Просек</b>	<b>7.48</b>	<b>15.75</b>
Минимум	5.89	13.73
Максимум	9.71	17.90
Ст. дев.	1.4449	1.3981

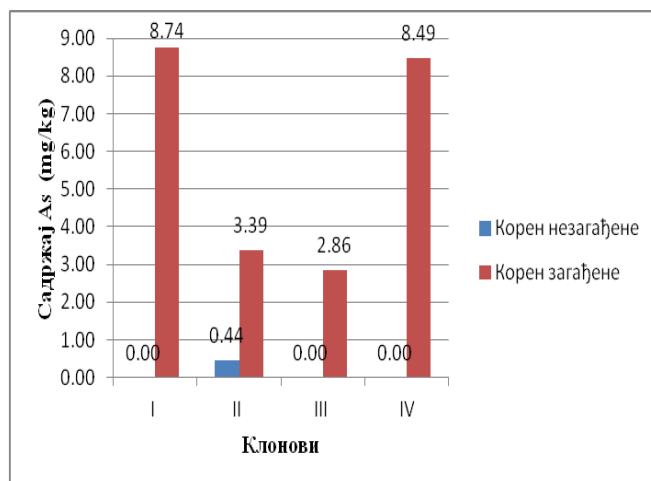
Арсен је токсичан елемент чија је гранична максимална вредност у земљишту 29 mg/kg, а ремедијациона 55 mg/kg (Таб. 50). У свим узорцима контаминираног и неконтаминираног земљишта, садржај арсена је испод граничне максималне вредности, при чему је садржај арсена у контаминираним земљишту готово двострук, у поређењу са узорцима неконтаминираног земљишта. Земљиште, како у леји, тако и у кесама са земљом из РБ Колубара, контаминирано је воденим раствором  $\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  у концентрацији  $10^{-3} \text{ mol/dm}^3$  (311,9 ppm) у оквиру којег се налази 74,9 ppm арсена.

Опсег концентрација у узорцима земљишта (Сл. 40) из неконтаминираног земљишта је од 5,89 mg/kg до 9,71 mg/kg (просечно 7,48 mg/kg), а у контаминираним земљишту варира од 13,73 mg/kg до 17,90 mg/kg (просечно 15,75 mg/kg).



Слика 40. Садржај арсена у неконтаминираним и контаминираним земљишту

Из резултата, представљених на слици 41, може се закључити да су I и IV клон најперспективнији у поређењу са осталим клоновима.



Слика 41. Средње вредности арсена (As) у корену контаминираних и неконтаминираних биљака

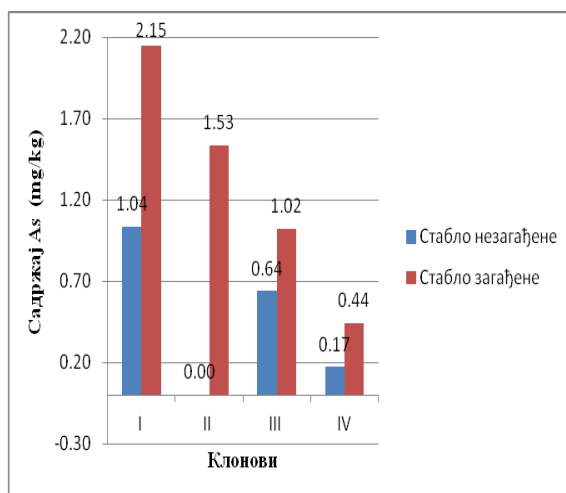
Просечни садржај арсена у корену неконтаминираних биљака I, II и IV клона је испод границе детекције (Таб. 52), док II клон показује минималну способност акумулације арсена у свом кореновом систему (0,44 mg/kg). Код контаминираних биљака клон са највећом количином арсена у корену је IV клон, са просечном вредношћу од 8,49 mg/kg, док I клон

контаминираних биљака има најмањи просечни садржај арсена у корену (1,04 mg/kg).

**Табела 52.** Садржај арсена (As) у корену у неконтаминираој и контаминираој биљци

Узорци	Арсен (As) у корену-неконтаминирао mg/kg				Арсен (As) у корену-контаминирао mg/kg			
	I клон	II клон	III клон	IV клон	I клон	II клон	III клон	IV клон
1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,62	0,55	6,49
2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,95	1,26	6,55
3	0,00	2,67	0,00	0,00	1,77	0,74	5,16	8,94
4	0,00	0,00	0,00	0,00	2,27	4,51	0,74	9,70
5	0,00	0,00	0,00	0,00	2,18	4,11	3,83	9,21
6	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,40	5,60	10,03
<b>Просек</b>	<b>0,00</b>	<b>0,44</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>1,04</b>	<b>3,39</b>	<b>2,86</b>	<b>8,49</b>
Минимум	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,74	0,55	6,49
Максимум	0,00	2,67	0,00	0,00	2,27	4,62	5,60	10,03
Ст. дев.	0,00	1,09	0,00	0,00	1,15	1,45	2,29	1,57

Добијене просечне вредности (Таб. 53) показују да, када је реч о стаблу, највећу концентрацију арсена акумулира I клон (Сл. 42).



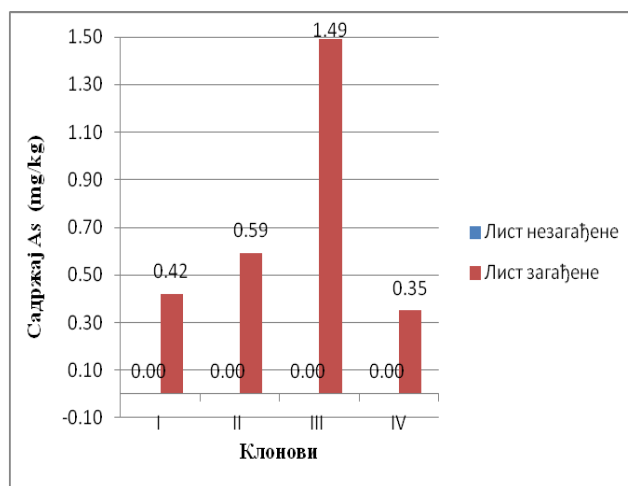
**Слика 42.** Средње вредности арсена (As) у стаблу контаминираних и неконтаминираних биљака

Просечни садржај арсена у стаблу неконтаминираних биљака је најмањи код II клона (0,0 mg/kg), а највећи код I клона (1,04 mg/kg). Код контаминираних биљака (Таб. 53), клон са највећом количином арсена у стаблу је I клон, са просечном вредношћу од 2,15 mg/kg, док IV клон биљака има најмањи просечни садржај арсена (0,44 mg/kg).

**Табела 53.** Садржај арсена (As) у стаблу у неконтаминираној и контаминираној биљци

Узорци	Арсен (As) у корену-неконтаминирано mg/kg				Арсен (As) у корену-контаминирано mg/kg			
	I клон	II клон	III клон	IV клон	I клон	II клон	III клон	IV клон
1	0,00	0,00	0,00	1,02	3,29	3,76	0,00	0,00
2	0,00	0,00	0,00	0,00	3,64	0,00	2,45	0,00
3	1,77	0,00	2,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
4	2,27	0,00	0,00	0,00	0,00	1,75	0,00	2,66
5	2,18	0,00	0,00	0,00	3,41	3,68	0,00	0,00
6	0,00	0,00	1,75	0,01	2,55	0,00	3,69	0,00
<b>Просек</b>	<b>1,04</b>	<b>0,00</b>	<b>0,64</b>	<b>0,17</b>	<b>2,15</b>	<b>1,53</b>	<b>1,02</b>	<b>0,44</b>
Минимум	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Максимум	2,27	0,00	2,07	1,02	3,64	3,76	3,69	2,66
Ст. дев.	1,15	0,00	0,99	0,42	1,70	1,83	1,63	1,09

У лишћу контаминираних биљака (Сл. 43) највећу количину арсена има III клон (1,49 mg/kg), а најмању IV клон (0.35 mg/kg).



**Слика 43.** Средње вредности арсена (As) у листу контаминираних и неконтаминираних биљака

Резултати указују на одсуство арсена у лишћу свих истраживаних генотипова неконтаминираних биљака (Таб. 54).

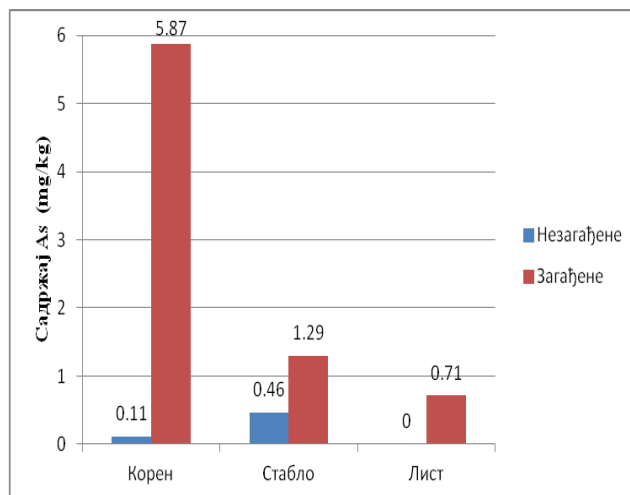
**Табела 54.** Садржај арсена (As) у листу у неконтаминираној и контаминираној биљци

Узорци	Арсен (As) у листу-неконтаминирано mg/kg			
	I клон	II клон	III клон	IV клон
1	0,00	0,00	0,00	0,00
2	0,00	0,00	0,00	0,00
3	0,00	0,00	0,00	0,00
4	0,00	0,00	0,00	0,00
5	0,00	0,00	0,00	0,00
6	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>Просек</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
Минимум	0,00	0,00	0,00	0,00
Максимум	0,00	0,00	0,00	0,00
Ст. дев.	0,00	0,00	0,00	0,00
Узорци	Арсен (As) у листу-контаминирано mg/kg			
	I клон	II клон	III клон	IV клон
1	0,00	1,59	0,00	2,10
2	0,00	1,97	4,78	0,00
3	2,51	0,00	3,49	0,00
4	0,00	0,00	0,00	0,00
5	0,00	0,00	0,68	0,00
6	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>Просек</b>	<b>0,42</b>	<b>0,59</b>	<b>1,49</b>	<b>0,35</b>
Минимум	0,00	0,00	0,00	0,00
Максимум	2,51	1,97	4,78	2,10
Ст. дев.	1,03	0,93	2,11	0,86

Способност транслокације арсена у стабло варира од клона до клона (Сл. 44) при чему је највећа количина арсена акумулирана у корену биљака, тако да можемо рећи да је реч о фитостабилизацији арсена. Резултати су у сагласности са Purdy & Smart (2008), који истичу постојање варијација међу клоновима у толеранцији, уносу и транслокацији арсена. Присуство фосфата има способност да ублажи негативни утицај арсена на биљку, истовремено омогућавајући већу акумулацију арсена у надземне органе. Purdy & Smart (2008) указују на диспаратет у толеранцији и преузимању As међу клоновима, који одражава значајне генетске варијације, што сугерише да кроз гајење и даља истраживања могу дати генотипове најпогодније за фиторемедијацију арсена.

На основу резултата (Таб. 55; Сл. 44) се може закључити да се у неконтаминираним биљкама највише акумулирало арсена у стаблу и то највише у I клону. Садржај арсена у лишћу исраживаних генотипова неконтаминираних врба се може апроксимирати на нулу. У корену контаминираних биљкама се истичу I и IV клон који су у могућности да акумулирају у корену већу количину арсена у поређењу са осталим клоновима. У стаблу је забележена највећа концентracија код I клона, а у листу код III клона.





Слика 44. Средње вредности арсена у корену, стаблу и листу контаминираних и неконтаминираних врба без обзира на клон

Табела 55. Садржај арсена (As) у корену, стаблу и листу у неконтаминираној и контаминираној биљци

Арсен (As) mg/kg (неконтаминиране)			
Клон	Корен	Стабло	Лист
I	0,00	1,04	0,00
II	0,44	0,00	0,00
III	0,00	0,64	0,00
IV	0,00	0,17	0,00
<b>Просек</b>	<b>0,11</b>	<b>0,46</b>	<b>0,00</b>
Арсен (As) mg/kg (контаминиране)			
Клон	Корен	Стабло	Лист
I	8,74	2,15	0,42
II	3,39	1,53	0,59
III	2,86	1,02	1,49
IV	8,49	0,44	0,35
<b>Просек</b>	<b>5,87</b>	<b>1,29</b>	<b>0,71</b>

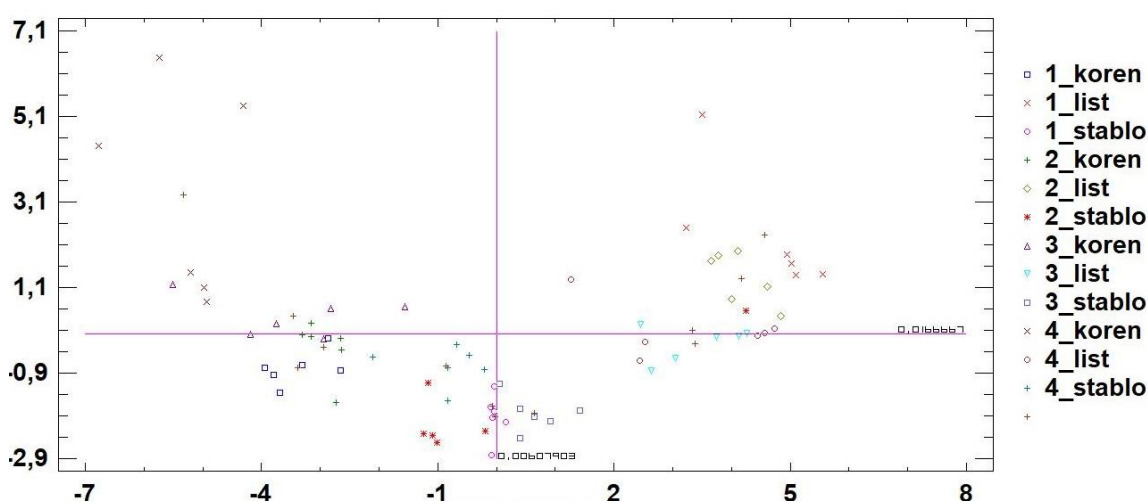
### 5.5.8. Укупан преглед садржаја тешких метала у корену, стаблу и листу

У циљу дефинисања променљивих које су допринеле општој диференцијацији узорака, како елемената, тако и генотипова, јер различити органи и генотипови, као и елементи, у различитој мери доприносе диференцијацији узорака, урађена је поред ANOVA и дискриминациона анализа.

ANOVA је показала да постоје статистички значајне разлике између средњих вредности садржаја свих анализираних тешких метала у неконтаминираним и контаминираним биљним органима свих проучаваних генотипова врба, као и значајан допринос свих променљивих општој диференцијацији узорака (Таб. 56). Анализе показују да на диференцијацију нису значајно утицали: Cr, Pb и As, без обзира што постоје разлике, како између генотипова, тако и између органа и елемената. Насупрот томе, променљиве Ni, Cu и

Cd, веома су допринеле диференцијацији узорака, при чему истраживани органи и генотипови, у различитој мери, доприносе диференцијацији узорака.

За већину анализираних тешких метала и све проучаване генотипове, орган који највише доприноси општој диференцијацији је корен. Према хомогеним групама које су се образовале у LSD, Ni је у највећој мери акумулиран у корену генотипа IV, Cu – у корену генотипа II и III, Cd – у листовима генотипа IV, Cr – у корену и стаблу генотипа IV, Pb – у корену генотипова I, II и III, As – у корену генотипова IV. У CDA, прва функција носи 69,70% дискриминације и друга функција носи додатна 16,62%. Једна од променљивих (Cd) са факторском вредношћу > 0,70 је одговорна за диференцијацију дуж прве дискриминантне осе (DA1), а друга променљива (Ni) имала је утицаја на другу осу (DA2). Резултат CDA је неколико диференцираних ентитета дуж обе осе. Слично резултатима које је дала ANOVA, узорци се раздвајају у неколико група, на основу садржаја Ni и Cd.



Слика 45. Дводимензионални приказ дистрибуције тачака у каноничкој дискриминантној анализи (CDA) за садржај тешких метала (mg/kg) у различитим органима неконтаминираниог биљног материјала – четири генотипа врба-клона

Табела 56. Каноничка дискриминантна анализа (CDA) за садржај тешких метала (mg/kg) у органима неконтаминираниог биљног материјала – четири генотипа врба-клона

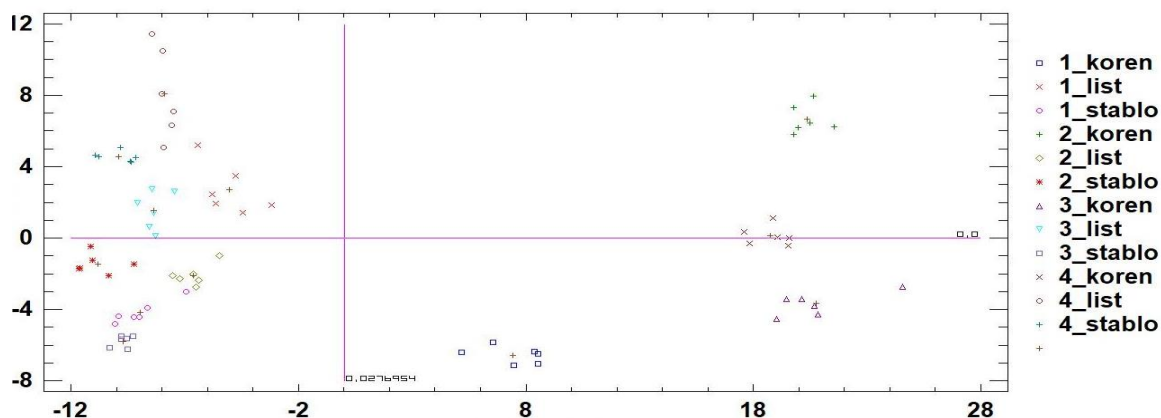
CDA			Ni	Cu	Cd	Cr	Pb	As
Диск р. оса	Својств. вр.	Процент . вр.	Својствене вредности					
DA1	12,22	69,70	-0,33	-0,28	<b>0,84</b>	-0,45	0,13	-0,04
DA2	2,91	16,62	<b>0,78</b>	0,14	0,47	0,15	-0,46	-0,15

**Напомена.** Масним бројкама су означене променљиве са дискриминантним вредностима > 0,70 (CDA).

CDA (каноничка дискриминантна анализа) три органа диференцирана дуж DA1, (корен, стабло, лист), је представљена на слици 45. Слично резултатима које је дала ANOVA, узорци се раздвајају на основу садржаја Ni и Cd. Узорци листова свих генотипова одвојени су од осталих узорака у позитивном делу DA1, док су узорци корена одвојени у негативном делу исте осе и запажа се тренд одвајања узорака корена генотипа IV дуж DA2, што указује на значајне физиолошке разлике између анализираних органа генотипова врба у погледу

њихове способности акумулирања Cd. Одређеније, резултати анализе сугеришу да, на примеру неконтаминираниог биљног материјала, четири проучавана генотипа врба и њихових органа, највећу способност акумулирања Cd имају листови.

Узорци корена контаминираних јединки (Сл. 46) свих генотипова (а нарочито генотипова II, III и IV) одвојени су од осталих узорака у позитивном делу прве осе и постоји тренд одвајања узорака листова контаминираних јединки свих генотипова дуж исте дискриминантне осе, као и тренд одвајања узорка стабла контаминираних јединки генотипа IV у негативном делу ове осе. Постоји благо преклапање група које укључује делове узорака 3\_корен\_K и 4\_корен\_K, затим 2\_лист\_K и 3\_лист\_K, као тачака из узорка 4\_стабло\_K са осталим узорцима. Поред тога, узорак стабла контаминираних јединки генотипа II и нарочито узорак листова контаминираних јединки генотипа IV, одвојени су од осталих узорака у позитивном делу друге осе, указујући на постојање значајних физиолошких разлика између генотипова врба и њихових органа у погледу нивоа акумулирања ових тешких метала.



**Слика 46.** Каноничка дискриминантна анализа (CDA) за садржај тешких метала (mg/kg) у различитим органима контаминираниог биљног материјала

У CDA, прва функција носи 85,03% дискриминације, док друга функција носи додатна 11,72%. Једна од променљивих (Cu) са факторском вредношћу  $> 0,70$  је одговорна за диференцијацију дуж прве дискриминантне осе (DA1), док је друга променљива (Cd) имала утицаја на другу осу (DA2) (Таб. 57). Резултат CDA је да су три органа диференцирана дуж DA1, сходне томе да ли се односе на подземне (корен) или надземне биљне органе (стабло, лист). Слично резултатима које је дала АНОВА, узорци се раздвајају на основу садржаја Cu и Cd. Узорци корена генотипа I и осталих генотипова одвојени су од осталих узорака у позитивном делу DA1, док су узорци стабла и листа одвојени у негативном делу исте осе и запажа се тренд одвајања узорака дуж DA2 према њиховој припадности генотиповима, указујући на постојање значајних физиолошких разлика између анализираних органа и генотипова врба у погледу акумулирања Cu и Cd.

**Табела 57.** Каноничка дискриминантна анализа (CDA) за садржај тешких метала (mg/kg) у органима контаминираниог биљног материјала – четири генотипа врба

DA			Ni	Cu	Cd	Cr	Pb	As
Дискр. оса	Својств. вр.	Процент. вр.	Својствене вредности					
DA1	84,43	85,03	0,20	<b>0,93</b>	-0,13	0,09	0,38	-0,06
DA2	25,43	11,72	0,03	0,02	<b>1,00</b>	-0,03	0,10	-0,24

Одређеније, резултати анализе сугеришу да, на примеру четири проучавана генотипа врба и њихових органа (корен, стабло и лист), највећу способност акумулирања Cu има корен генотипова II, III и IV, док Cd – листови генотипа IV, што су информације које би требало узети у обзир при селекцији биљног материјала за фиторемедијацију земљишта контаминираних наведеним тешким металима.

Сви анализирани клонови за потребе овог рада су добри акумулатори тешких метала, било да се ради о корену, стаблу или листу. Оно што је на овом месту неопходно посебно истаћи је да, без обзира на велико загађење солима тешких метала, у концентрацијама  $10^{-3} \text{ mol/dm}^3$ , сви клонови су опстали у овим условима загађења. Ово јасно и егзактно указује да су врбе, без обзира на врсту, погодне за коришћење у фиторемедијацији.

## 5.6. Варијабилност енергетских потенцијала плантажа

Према великом броју истраживања дрвенстих врста биљака за коришћење биомасе, постоје различити подаци, али оно у чему су сви јединствени је то да су брзорастуће врсте најзначајније са аспекта брзе и значајне продукције.

Са аспекта износа продукције биомасе 3 најзначајније врсте су: врбе, тополе и багрем. Ове три врсте би се могле означити и као 3 продукционо интересантне врсте за подизање интензивних плантажа у Србији. Све врсте су брзорастуће, са кулминацијама прираста у првим годинама живота (Vučković, Stajić 2005; Stajić et al. 2012; Stajić, Vučković, 2016).

Данас се сматра да је производња електричне енергије сагоревањем биомасе врба у комбинацији са другом дрвном биомасом или са угљем у постојећим електранама најперспективнија комерцијална опција (Tillman, 2000). Па тако, истраживања косагоревања врба са угљем у термоелектранама у држави New York су показала техничку изводљивост и предности косагоревања, при чему су трошкови оваквих капиталних пројеката знатно мањи од пројеката који се односе на самостално сагоревање биомасе, турбина на ветар и већину других технологија обновљивих извора енергије (Hughes, 2000).

### 5.6.1. Одређивање садржаја укупне влаге у узорцима врба

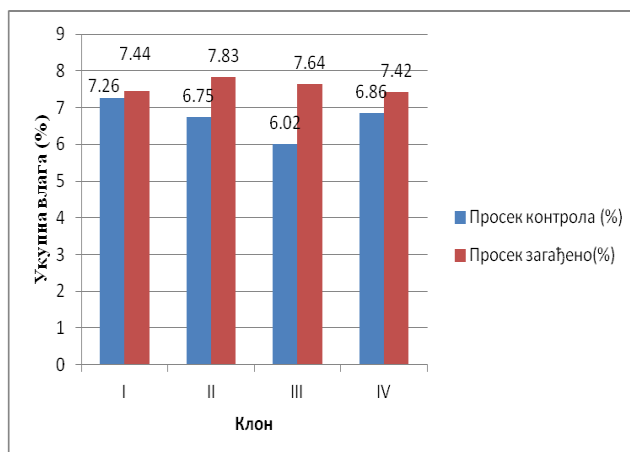
Добијени резултати (Таб. 58) указују да је садржај укупне влаге већи у узорцима свих истраживаних генотипова врба гајених у контаминираном земљишту.

**Табела 58.** Укупна влага (%) у узорцима сва четири генотипа врба гајеним у контаминираном и неконтаминираном (контролном) земљишту

Клон	Просек неконтаминирано - контрола (%)	Просек контаминирано(%)
I	7,26	7,44
II	6,75	7,83
III	6,02	7,64
IV	6,86	7,42

Код узорака гајених у неконтаминираном земљишту резултати указују да I клон (*Salix viminalis*) карактерише виши проценат влаге у односу на три испитивана генотипа *Salix alba*

Садржај влаге контаминираних врба се много не разликује међу клоновима (Сл. 47), при чему је највећа количина влаге добијена код II клона (7,83 %), а најмања код IV клона (7,42 %).



Слика 47. Укупна влага (%) у узорцима сва четири генотипа врба гајеним у контаминираним и неконтаминираним (контролном) земљишту

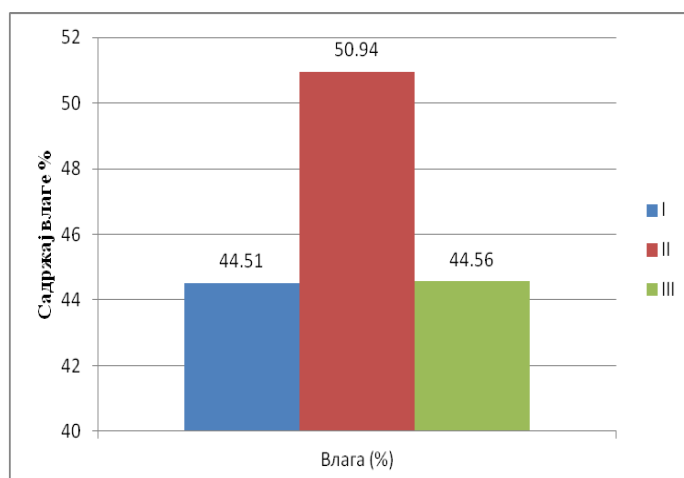
### 5.6.2. Одређивање садржаја укупне влаге у узорцима угља

Према подацима Стручне службе Рудника и ТЕ Станари (2016) параметри квалитета угља који је сагореван у ТЕ Станари указује да је проценат грубе влаге износио од 46,63 до 47,10, а хигровлаге од 3,16 до 2,18. С друге стране, проценат укупне влаге износио је 49,79, односно 49,28. Добијени подаци указују да је најмањи садржај влаге имао узорак угља U1 (44,51%), а највећи узорак угља U2 (50,94%) - табела 59.

Табела 59. Садржај влаге (%) у узорцима угља

Угаљ	Влага (%)
U1	44,51
U2	50,94
U3	44,56

Резултати (Сл. 48) указују да је највећа количина влаге измерена код другог узорка угља U2 (50,94%), док се остала два испитивана узорка међусобно превише не разликују.



Слика 48. Садржај влаге (%) у узорцима угља

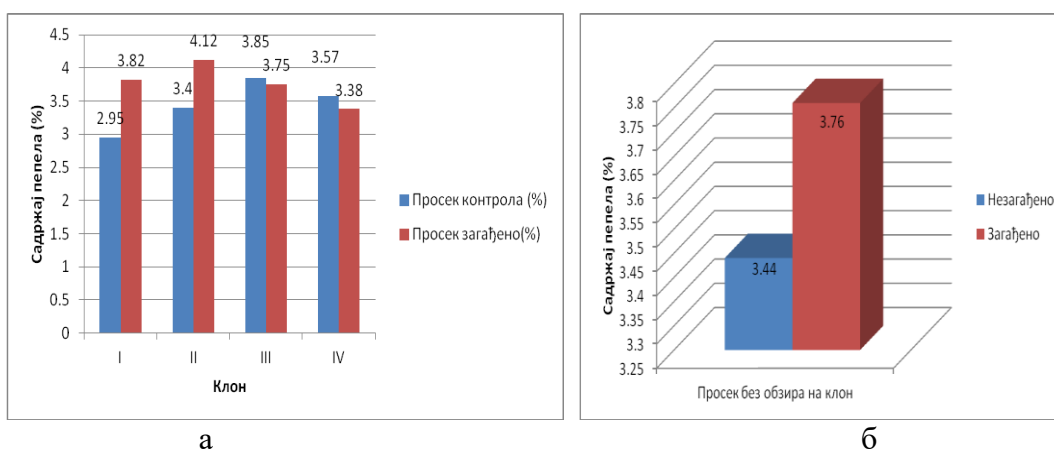
### 5.6.3. Одређивање садржаја пепела у узорцима врба

Садржај пепела у узорцима сва четири генотипа врба, гајеним у неконтаминираним земљишту (Таб. 60) је био најмањи у клону I (2,95%), а највећи у клону III (3,85%).

**Табела 60.** Садржај пепела (%) у узорцима сва четири генотипа врба гајеним у неконтаминираним и контаминираним земљишту

Клон	Просек контрола (%)	Просек контаминирано (%)
I	2,95	3,82
II	3,40	4,12
III	3,85	3,75
IV	3,57	3,38
<b>Просек без обзира на клон</b>	<b>3,44</b>	<b>3,76</b>

Код врба гајених у контаминираним земљишту (Сл. 49) најмањи проценат пепела је био у клону IV (3,38%), а највећи у клону II (4,12%).



**Слика 49.** Садржај пепела (%) у узорцима сва четири генотипа врба гајеним у контаминираним и неконтаминираним (контролном) земљишту.

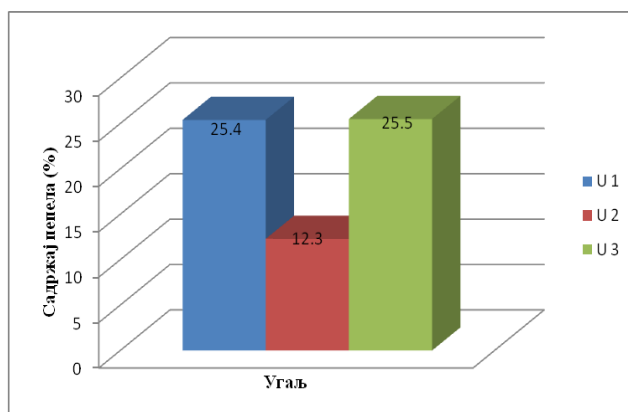
Klašnja et al., (2010) су испитивали својства дрвета 11 клонова беле врбе старости 13 година. На узорцима од одабраних моделних стабала је извршено мерење ширине прстена прираста на прсној висини, одређена је запреминска маса и дужина дрвених влакана и урађена је хемијска анализа дрвета по групама једињења. Статистичка анализа резултата је показала статистички значајне разлике у погледу већине својстава између анализираних клонова беле врбе. Истраживани клонови беле врбе садржали су у просеку око 50% целулозе и 0,57 % пепела. Подаци добијени у овој дисертацији указују да је просечан садржај пепела између 3-4 %. Као што је познато, садржај испитиваних једињења, поред клона, зависи, у првом реду, од станишта на којем се биљке гаје, као и других абиотичких фактора.

#### 5.6.4. Одређивање садржаја пепела у узорцима угља

Карличичић et al. (2017) су утврдили да је ЕФ (летећи пепео) из ТЕНТ-Б (ЕПС АД) веома разнолик у зависности од квалитета угља, режима рада термоелектране и многих других параметара. По њиховим подацима, средњи проценат пепела је 18,5%, Добијени резултати (Таб. 61; Сл.50). указују да узорак угља U2 има најмањи садржај пепела (12,3%), док се први и трећи узорак угља не разликују много по садржају пепела (25,4% и 25,5%)

Табела 61. Садржај пепела (%) у узорцима угља

Угаљ	Просек (%)
U1	25,4
U2	12,3
U3	25,5



Слика 50. Садржај пепела (%) у узорцима угља

Узорковању пепела са дна котла и електрофилтерског-летећег пепела показује да учешће летећег пепела износи 95 %, док остатак од 5% чини пепео са дна котла, при чему је реакција пепела јако кисела. Такође, нађене вредности тешких метала и металоида су испод референтних вредности, према међународно признатим стандардима (Стручна служба Рудника и ТЕ Станари, 2016).

#### 5.6.5. Варијабилност калоријских вредности врба

Последњих година, у многим земљама, заснивају се засади брзорастућих лишћара који се користе као извор топлотне енергије.

Енергетска вредност врбе је око 18000-19000 kJ/kg. При сагоревању клонова врба, такође треба водити рачуна о еколошкој количини штетних материја, као што су сумпорна једињења (SO<sub>2</sub>, SO<sub>3</sub>) затим оксиди угљеника, као и оксиди азота који се избацују у атмосферу после сагоревања (Бућко et al., 2015).

Нумерички подаци добијени мерењем температурног увећања, у даљем тексту калоријске вредности, три узорка угља и биомасе четири генотипа (клона) врба обрађени су дескриптивним и униваријантним статистичким методама. Статистичке анализе су изведене



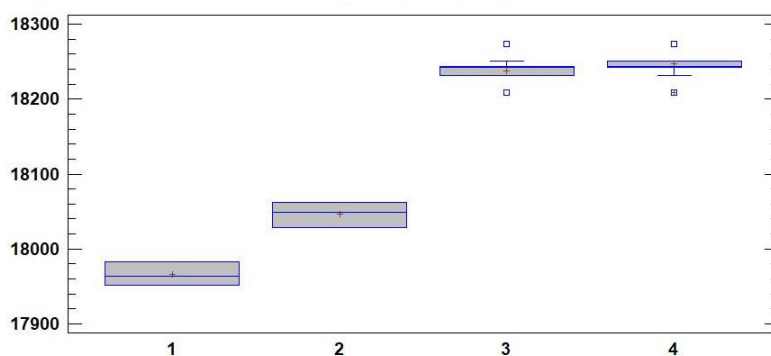
у рачунарском програму Statgraphics Centurion v. XVI.I. (2009; Statpoint Technologies, Inc., Warrenton, VA).

Врбе се истичу као врста која је нашла највећу примену у привреди због своје широке еколошке валенце (отпорности на екстремне услове станишта), са просечном калоријском вредношћу од 19300 kJ/kg суве биомасе. Средње калоријске вредности, за биомасу врба без сушења варирају од 17966 kJ/kg (клон 1-*Salix viminalis*) до 18260 kJ/kg (клон 4- *Salix alba* NS 73/6) у зависности од испитиваног генотипа (клона). Минимална вредност је измерена за биомасу клона I (Таб. 63; Сл. 52а,б) и износила је 17952 kJ/kg, а максимална – код клона IV (18274 kJ/kg). За калоријску вредност биомасе проучаваних генотипова, установљене су ниске вредности коефицијента варијације (0,08–0,11%). Према резултатима анализе варијансе (ANOVA), средње вредности утврђене за калоријску вредност биомасе четири генотипа врба се међу собом статистички значајно разликују ( $p = 0,0000$ ), образујући три хомогене групе. На основу тога, може се констатовати да калоријска вредност биомасе врба зависи од генотипа, тако да се клонови III и IV одликују највећом калоријском вредношћу, а клон 1 – најмањом (Таб. 62; Сл. 51). Клон II је близак вредностима клонова III и IV, што је очекивано, с обзиром да су клонови II, III и IV клонови *Salix alba*, док је клон I *Salix viminalis* и њега карактерише најмања калоријска вредност. На основу свега наведеног, може се констатовати да калоријска вредност биомасе врба зависи од генотипа.

**Табела 62.** Анализа варијансе за калоријску вредност (kJ/kg) биомасе врба сходно генотипу

Генотип (клон)	N	$\bar{X}$	MIN	MAX	SD	CV, %	F	p
Клон 1	9	17966 <b>c</b>	17952,0	17983,0	13,54	0,08	579,79	<b>0,0000</b>
Клон 2	9	18046 <b>b</b>	18028,0	18062,0	14,86	0,08		
Клон 3	9	18228 <b>a</b>	18209,0	18244,0	20,35	0,11		
Клон 4	9	18256 <b>a</b>	18243,0	18274,0	20,00	0,11		

**Напомена:** Средње вредности са различитим словним ознакама у оквиру колоне су међусобно статистички значајно различите у нивоу поверења 95%.



**Слика 51.** Правоугаони дијаграми основних статистичких параметара за калоријску вредност (kJ/kg) биомасе врба сходно генотипу (клону).

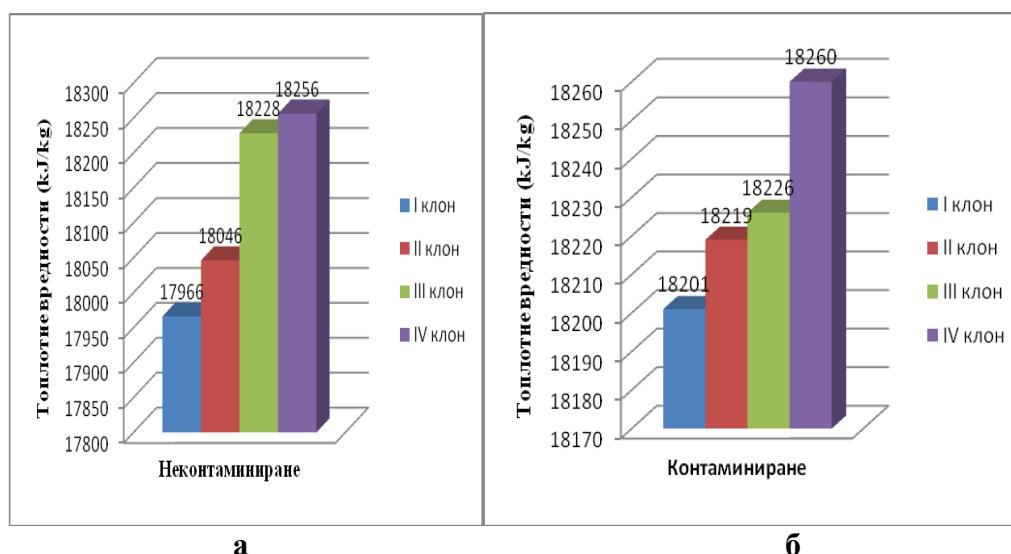
Легенда: крстић у средини правоуганика – средња вредност, водоравна линија у средини правоуганика – медијана, правоугаоник – средња вредност са стандардном девијацијом, доња и горња усправна линија – распон измерених вредности

Може се рећи да је кошараста врба (*Salix viminalis*)-клон I показала најмањи енергетски потенцијал, док се клонови беле врбе (*Salix alba*), клон 347-клон 3 и клон NS 73/6, клон 4 одликују великим енергетским потенцијалом. Kijo-Kleczkowska et al. (2016) истичу да је калоријска вредност врба *Salix viminalis* 16824 kJ/kg. Karampinis et al. (2011) наводе да је топлотна вредност врба без сушења на “dry basis” 18410 kJ/kg.

**Табела 63.** Топлотне вредности неконтаминираних и контаминираних биомаса

Неконтаминирано (kJ/kg)					Контаминирано (kJ/kg)				
	I клон	II клон	III клон	IV клон		I клон	II клон	III клон	IV клон
	17952	18028	18244	18243		18206	18213	18228	18269
	17964	18062	18209	18251		18198	18219	18228	18247
	17983	18049	18232	18274		18199	18213	18221	18265
<b>Просек</b>	<b>17966</b>	<b>18046</b>	<b>18228</b>	<b>18256</b>	<b>Просек</b>	<b>18201</b>	<b>18219</b>	<b>18226</b>	<b>18260</b>

Средње топлотне вредности (Таб. 63; Сл. 52а,б) су варирале од 17966 kJ/kg до 18256 kJ/kg за неконтаминирани биомасу и од 18201 kJ/kg до 18260 kJ/kg за контаминирани биомасу. Према анализи варијансе (ANOVA), средње вредности, утврђене за калоријску вредност неконтаминираних или контаминираних биомаса различитих генотипова, међу собом се статистички значајно разликују ( $p = 0,0000$ ), образујући седам хомогених група (Таб. 64; Сл. 53). На основу тога, може се констатовати да калоријска вредност биомаса врба зависи од третмана и генотипа, те се неконтаминирани биомаса I клона одликује најмањом калоријском вредношћу, а контаминирани биомаса IV клона – највећом.

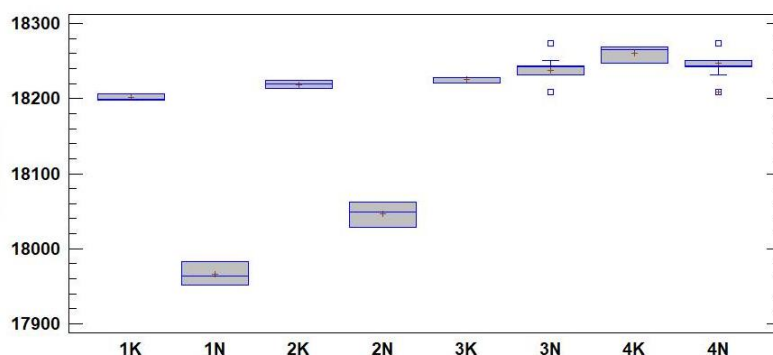


**Слика 52.** а, б: Топлотне вредности неконтаминираних и контаминираних биомаса испитиваних клонова

**Табела 64.** Анализа варијансе за калоријску вредност (kJ/kg) контаминираних (K) или неконтаминираних (N) биомасе различитих клонова врба

Genotip (klon) i tretman (K/N)	N	$\bar{X}$	MIN	MAX	SD	CV, %	F	p
1K	9	18201 e	18198,0	18206,0	3,77	0,02	612,36	<b>0,0000</b>
1N	9	17966 g	17952,0	17983,0	13,54	0,08		
2K	9	18219 d	18213,0	18219,0	4,81	0,03		
2N	9	18046 f	18028,0	18062,0	14,86	0,08		
3K	9	18226 cd	18221,0	18228,0	3,50	0,02		
3N	9	18228 bc	18209,0	18244,0	20,35	0,11		
4K	9	18260 a	18247,0	18269,0	10,15	0,06		
4N	9	18256 b	18243,0	18274,0	20,00	0,11		

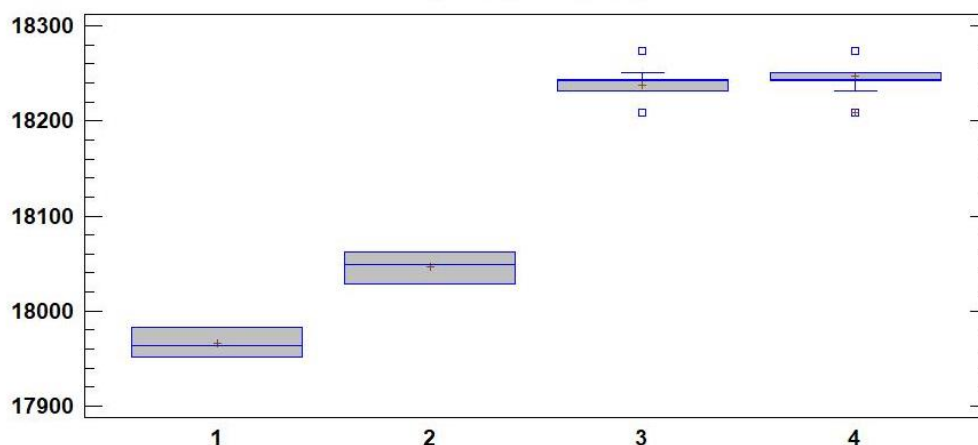
**Напомена:** Средње вредности са различитим словним ознакама у оквиру колоне су међусобно статистички значајно различите у нивоу поверења 95%.



**Слика 53.** Правоугаони дијаграми основних статистичких параметара за калоријску вредност (kJ/kg) контаминираних или неконтаминираних биомасе различитих клонова врба

Легенда: крстић у средини правоуганика – средња вредност, водоравна линија у средини правоуганика – медијана, правоугаоник – средња вредност са стандардном девијацијом, доња и горња усправна линија – распон измерених вредности.

Дијаграм калоријских вредности (kJ/kg) неконтаминираних биомасе врба сходно генотипу – клону (Сл. 54) показује утицај клона на калориметријске вредности. Може се закључити да нема значајних разлика између клонова III и IV док се клонови I и II међусобно значајно разликују.



**Слика 54.** Дијаграм калоријских вредности (kJ/kg) неконтаминиране биомасе врба сходно генотипу – клону

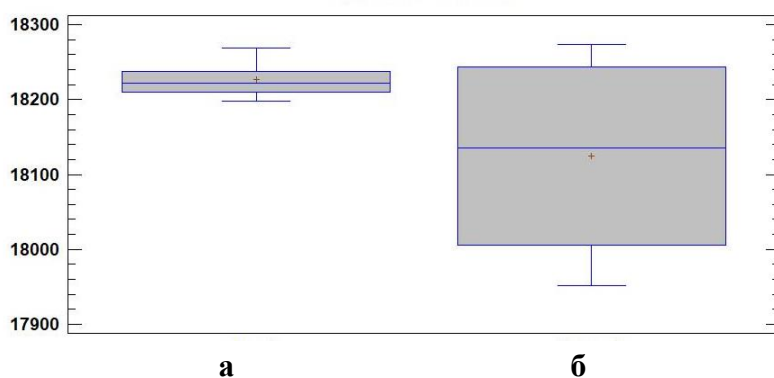
Средње калоријске вредности за биомасу врба су 18124 kJ/kg (неконтаминирана) и 18226 kJ/kg (контаминирана) у зависности од третмана (контаминације тешким металима). За калоријску вредност различито третиране биомасе установљене су ниске вредности коефицијента варијације (0,12–0,69%). Према анализи варијансе (ANOVA), средње вредности утврђене за калоријску вредност неконтаминиране и контаминиране биомасе се међу собом статистички значајно разликују ( $p = 0,0000$ ) (Таб. 65 ).

**Табела 65.** Анализа варијансе за калоријску вредност (kJ/kg) контаминиране и неконтаминиране биомасе врба

Третман	N	$\bar{X}$	MIN	MAX	SD	CV, %	F	p
Контаминирано	36	<b>18226 a</b>	18198,0	18269,0	22,62	0,12		
Неконтаминирана	36	<b>18124 б</b>	17952,0	18274,0	124,15	0,69	23,62	<b>0,0000</b>

**Напомена:** Средње вредности са различитим словним ознакама у оквиру колоне су међусобно статистички значајно различите у нивоу поверења 95%.

На основу тога, може се констатовати да калоријска вредност биомасе врба зависи од третмана, на начин да се контаминирана (а) биомаса одликује већом калоријском вредношћу од неконтаминиране (б) (Сл. 55).



**Слика 55.** Правоугаони дијаграми основних статистичких параметара за калоријску вредност (kJ/kg) контаминирание и неконтаминирание биомасе врба.

Легенда: крстић у средини правоуганика – средња вредност, водоравна линија у средини правоуганика – медијана, правоуганик – средња вредност са стандардном девијацијом, доња и горња усправна линија – распон измерених вредности

### 5.6.6. Варијабилност калоријских вредности угља

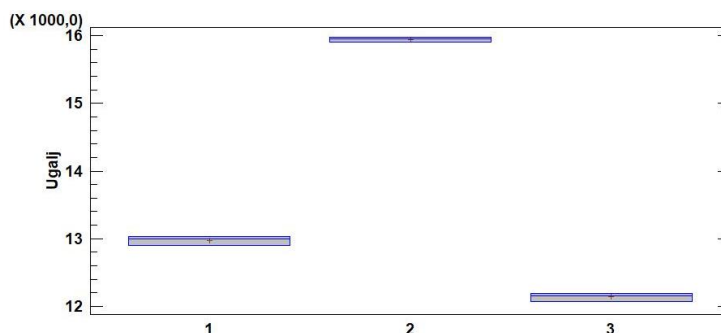
Средње увећање температурне вредности, у даљем тексту средње калоријске вредности, за узорке угља (Таб. 66) кретале су се од 12138,03 kJ/kg (доња калоријска вредност је 7514 kJ/kg - узорак 3) до 15946,00 kJ/kg (доња калоријска вредност је 9791 kJ/kg-- узорак 2) у зависности од испитиваног узорка угља. Минимална вредност је измерена за узорак 3 и износила је 12070,0 kJ/kg (доња калоријска вредност је 7471 kJ/kg), а максимална – за узорак 2 (15978,0 kJ/kg) (доња калоријска вредност је 9798 kJ/kg). За калоријску вредност испитиваних узорка угља, установљене су ниске вредности коефицијента варијације (0,21–0,43%).

Анализа варијансе (ANOVA) показује да постоји статистички значајна разлика ( $p = 0,0000$ ) између средњих вредности израчунатих за калоријску вредност узорка угља што упућује на могућност формирања три хомогене групе по величини овог испитиваног параметра. Сходно томе, констатује се да калоријска вредност угља зависи од узорка, тако да се узорак 2 одликује највећом калоријском вредношћу, а узорак 3 – најмањом. Узорак 2 представља мешани узорак са поља Б/Ц и поља Е, узет са локалитета 2, док узорак 3 представља узорак угља узет са западног дела Колубарског басена, на утоварном месту Дробилана-Каленић и представља мешани угаљ са Тамнаве- Западно поље и поља Г. Нижа калоријска вредност узорка 3 се може приписати већој количини глине присутне у самом узорку у односу на друге узорке (Сл. 56).

**Табела 66.** Анализа варијансе за калоријску вредност (kJ/kg) узорка угља

Угаљ	N	$\bar{X}$	MIN	MAX	SD	CV, %	F	p
1. В/С i Е (U1)	12	<b>12975 b</b>	12905,0	13028,0	53,93	0,42	21461,89	<b>0,0000</b>
2. В/С i Е (U2)	12	<b>15946 a</b>	15902,0	15978,0	33,60	0,21		
3. Тамнава(U3)	12	<b>12138 c</b>	12070,0	12186,0	51,76	0,43		

**Напомена:** Средње вредности са различитим словним ознакама у оквиру колоне су међусобно статистички значајно различите у нивоу поверења 95%.



**Слика 56** Правоугаони дијаграми основних статистичких параметара за вредност (kJ/kg) узорака угља.

Легенда: крстић у средини правоуганика – средња вредност, водоравна линија у средини правоуганика – медијана, правоуганик – средња вредност са стандардном девијацијом, доња и горња усправна линија – распон измерених вредности

### 5.6.7. Варијабилност енергетске ефикасности биомасе у косагоревању са лигнитом

Косагоревање је процес у коме се користи више од једног горива у циљу добијања енергије. Косагоревање биомасе биљака у различитим процентима са угљем доводи до повећања калоријске вредности процеса и смањења емисије угљендиоксида. Усвајање угљендиоксида током раста биљака доводи до издвајања кисеоника, а у процесу сагоревања добија се неутралан баланс CO<sub>2</sub> биомасе. Поред тога, сагоревањем биомасе и угља смањује се количина издвајања сумпора и других једињења, уз истовремено побољшавање финансијског ефекта електрана (Sahu, 2014).

Засади врба, као засади кратке опходње (Short rotation woody crops – SRWC), имају неколико предности: пре свега дају високе приносе током 20 година трајања засада, затим поседују лакоћу вегетивног размножавања, широку генетску базу (у свету постоји око 450 врста врбе), побољшавају квалитет земљишта и воде кроз процес фиторемедијације итд. Из свега наведеног, може се рећи да су врбе биолошки и економски веома интересантне, јер обезбеђују висок принос (20-30 тона суве биомасе по хектару) уз истовремену рекултивацију земљишта на којем се узгајају. У поређењу са другим алтернативним изворима енергије (ветропаркови, соларна енергија итд), биомаса је са аспекта CO<sub>2</sub> неутрална и у процесима косагоревања са угљем смањује количину употребљеног угља, тј. „чува“ фосилна горива у односу на конвенционалне енергетске системе и на тај начин штити животну средину.

Само разумевање биологије и екофизиологије врба

ствара могућност њихове економске примене у процесима производње енергије, кроз косагоревање са угљем, уз истовремено смањење емисија штетних гасова. Због тога се врбе и други извори дрвне биомасе могу такмичити са осталим обновљивим изворима енергије (Keoleian, Volk, 2005).

### 5.6.7.1. Одређивање калоријских вредности неконтaминирaне и контaминирaне биомасе I клонa и угљa U1

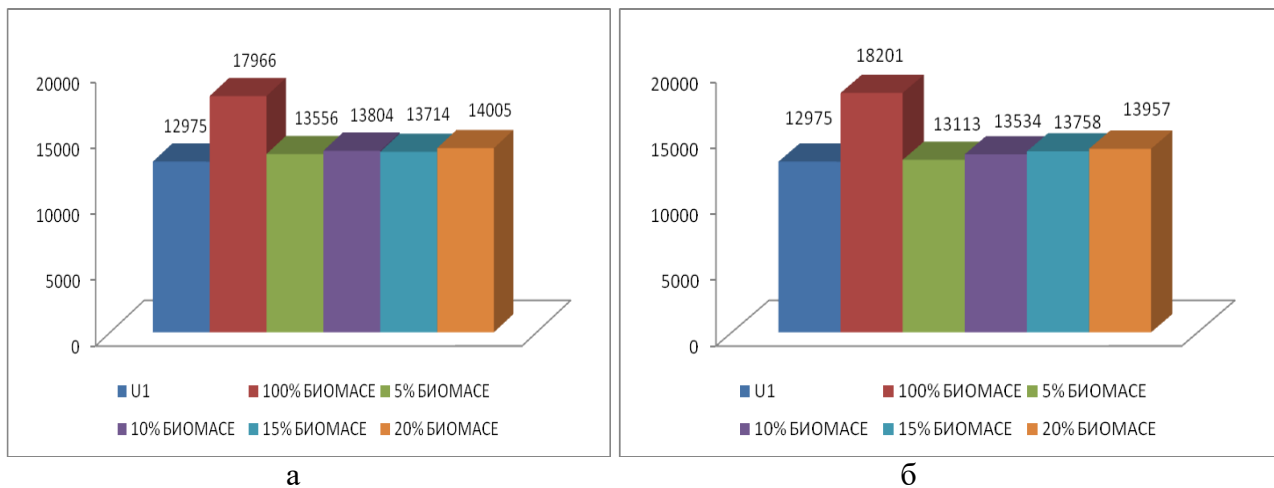
Tharakan et al. (2005a) истичу да ће се у блиској будућности косагоревање угљa и дрвне биомасе, у постојећим енергетским котловима, сматрати најперспективнијом методом конверзије за производњу енергије.

Средње калоријске вредности смеше неконтaминирaне биомасе I клонa и угљa U1 су варирале од 13556 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 14005 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 13541 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 14025 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 67; Сл. 57a).

Средње калоријске вредности смеше контaминирaне биомасе I клонa и угљa U1 су биле од 13113 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 13957 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 13079 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 14011 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 67; Сл. 57b).

**Табела 67.** Калоријска вредност лигнита, биомасе и смеша биомасе I клонa са неконтaминирaног и контaминирaног стaништa и угљa U1 (kJ/kg)

Неконтaминирaне						
Процент биомасе	U1	100% БМ	5% БМ	10% БМ	15% БМ	20% БМ
	12905	17952	13552	13804	13714	14005
	13028	17964	13541	13831	13742	14025
	12992	17983	13575	13777	13686	13985
Мин.	12905	17952	13541	13777	13686	13985
Макс.	13028	17983	13575	13831	13742	14025
Ст. Дев.	63,24	15,63	17,35	27,00	28,00	20,00
<b>Ср.вред.</b>	<b>12975</b>	<b>17966</b>	<b>13556</b>	<b>13804</b>	<b>13714</b>	<b>14005</b>
Контaминирaно						
	12905	18206	13158	13506	13774	14011
	13028	18198	13079	13568	13773	13926
	12992	18199	13102	13528	13727	13940
Мин.	12905	18198	13079	13506	13727	13926
Макс.	13028	18206	13158	13568	13774	14011
Ст. Дев.	63	4	40	31	26	45
<b>Ср.вред.</b>	<b>12975</b>	<b>18201</b>	<b>13113</b>	<b>13534</b>	<b>13758</b>	<b>13957</b>



**Слика 57.** Калоријска вредност смеша биомасе I клона са неконтаминираниог (а) и контаминираниог (б) станишта и угља U1(kJ/kg)

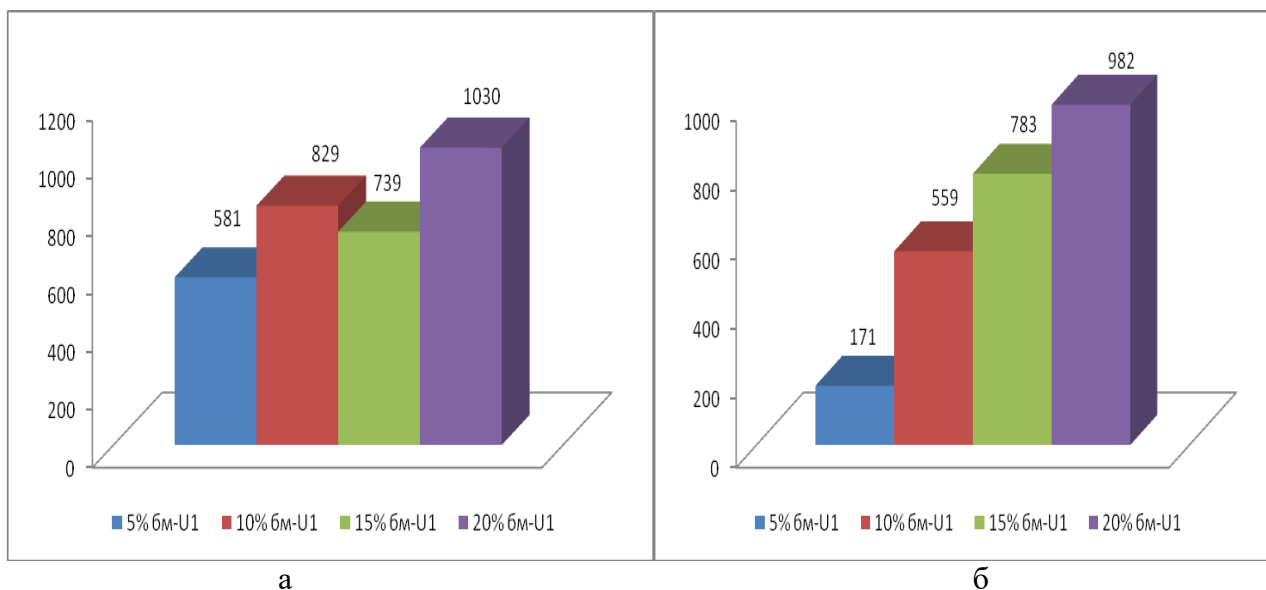
Када се упореде средње вредности топлотне разлике смеше неконтаминирание биомасе и угља U1, може се уочити да су вредности варирале од 581 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 1030 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 513 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 1100 kJ/kg за додатих 20% биомасе (Таб. 68; Сл.58а)

Средње вредности калоријске разлике смеше контаминирание биомасе и угља U1 су износиле од 171 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 982 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 110 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 1106 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 68; Сл. 58б).

**Табела 68.** Разлика калоријске вредности смеша угљ-биомаса I клона са неконтаминираниог станишта и угља U1 (kJ/kg)

Неконтаминирание					Контаминирание				
Процент биомасе	5%	10%	15%	20%	Процент биомасе	5%	10%	15%	20%
Топлотна разлика	647	899	809	1100	Топлотна разлика	253	601	869	1106
	513	803	714	997		151	540	745	898
	583	785	694	993		110	536	735	948
Мин.	513	785	694	993	Мин.	110	536	735	898
Макс.	647	899	809	1100	Макс.	253	601	869	1106
Ст. Дев.	67	62	61	60	Ст. Дев.	103	36	74	108
<b>Ср.вред.</b>	<b>581</b>	<b>829</b>	<b>739</b>	<b>1030</b>	<b>Ср.вред.</b>	<b>171</b>	<b>559</b>	<b>783</b>	<b>982</b>



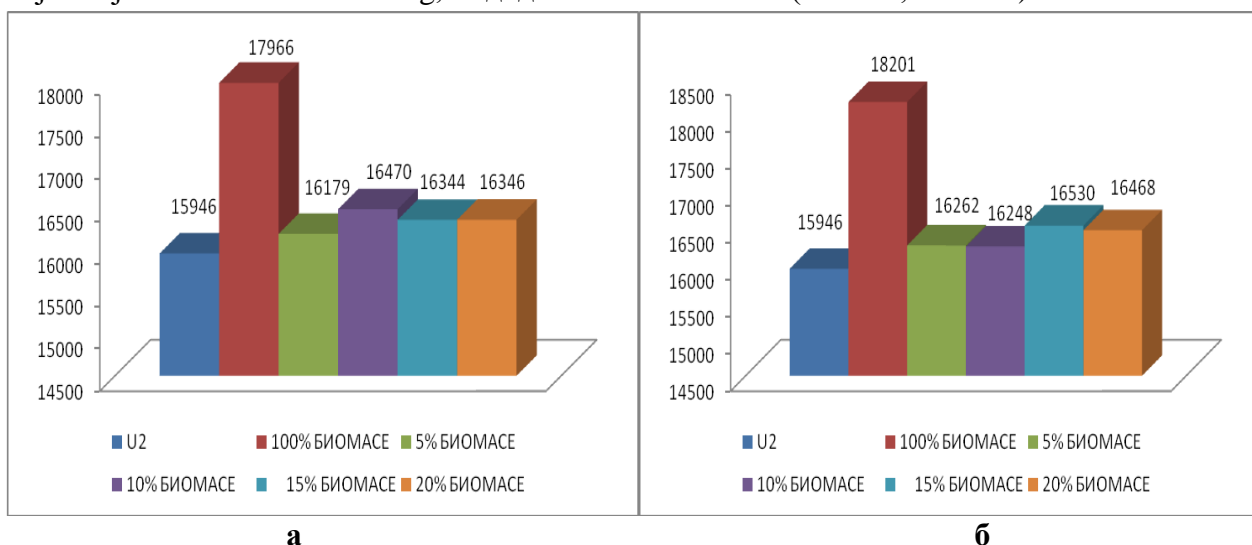


Слика 58. Разлика калоријске вредности смеша угљ-биомаса I клона са неконтаминираног (а) и контаминираног (б) станишта и угља U1 (kJ/kg)

### 5.6.7.2. Одређивање калоријских вредности неконтаминираних и контаминираних биомаса I клона и угља U2

Средње калоријске вредности смешене неконтаминираних биомаса I клона и угља U2 су варирали од 16179 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 16346 kJ/kg за 20% додате биомасе (Таб. 69; Сл. 59 а). Најмања калоријска вредност је износила 16153 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 16365 kJ/kg, за додатих 20% биомасе.

Добијене средње калоријске вредности смешене контаминираних биомаса I клона и угља U2 су износиле од 16262 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 16468 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 16244 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 16486 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 69; Сл. 59б).

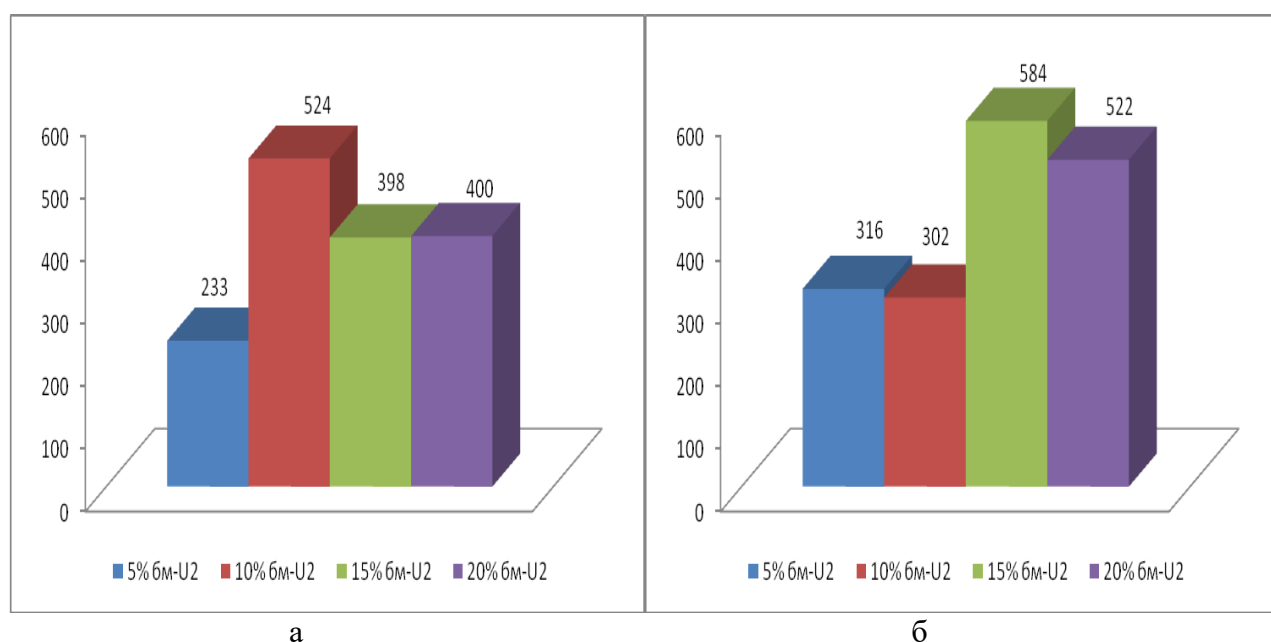


Слика 59. Калоријска вредност смеша биомаса I клона са неконтаминираног (а) и контаминираног (б) станишта и угља U2 (kJ/kg)

**Табела 69.** Калоријска вредност лигнита, биомасе и смеша биомасе I клона са неконтаминираног и контаминираног станишта и угља U2 (kJ/kg)

Неконтаминиране						
Процент биомасе	U2	100% БИОМАСЕ	5% БИОМАСЕ	10% БИОМАСЕ	15% БИОМАСЕ	20% БИОМАСЕ
	15902	17952	16203	16489	16317	16316
	15978	17964	16153	16466	16359	16357
	15958	17983	16181	16455	16356	16365
Мин.	15902	17952	16153	16455	16317	16316
Макс.	15978	17983	16203	16489	16359	16365
Ст. дев.	39	15	25	17	23	26
<b>Ср.вред.</b>	<b>15946</b>	<b>17966</b>	<b>16179</b>	<b>16470</b>	<b>16344</b>	<b>16346</b>
Контаминиране						
	15902	18206	16263	16242	16548	16486
	15978	18198	16279	16231	16518	16481
	15958	18199	16244	16271	16524	16437
Мин.	15902	18198	16244	16231	16518	16437
Макс.	15978	18206	16279	16271	16548	16486
Ст. дев.	39	4	17	20	15	26
<b>Ср.вред.</b>	<b>15946</b>	<b>18201</b>	<b>16262</b>	<b>16248</b>	<b>16530</b>	<b>16468</b>

Средње калоријске вредности разлике смеше неконтаминиране биомасе I клона и угља U2 су износиле од 233 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 400 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 175 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 414 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 70; Сл. 60 а).



**Слика 60.** Разлика калоријске вредности смеше угљ-биомаса I клона са неконтаминираног (а) и контаминираног (б) станишта и угља U2 (kJ/kg)

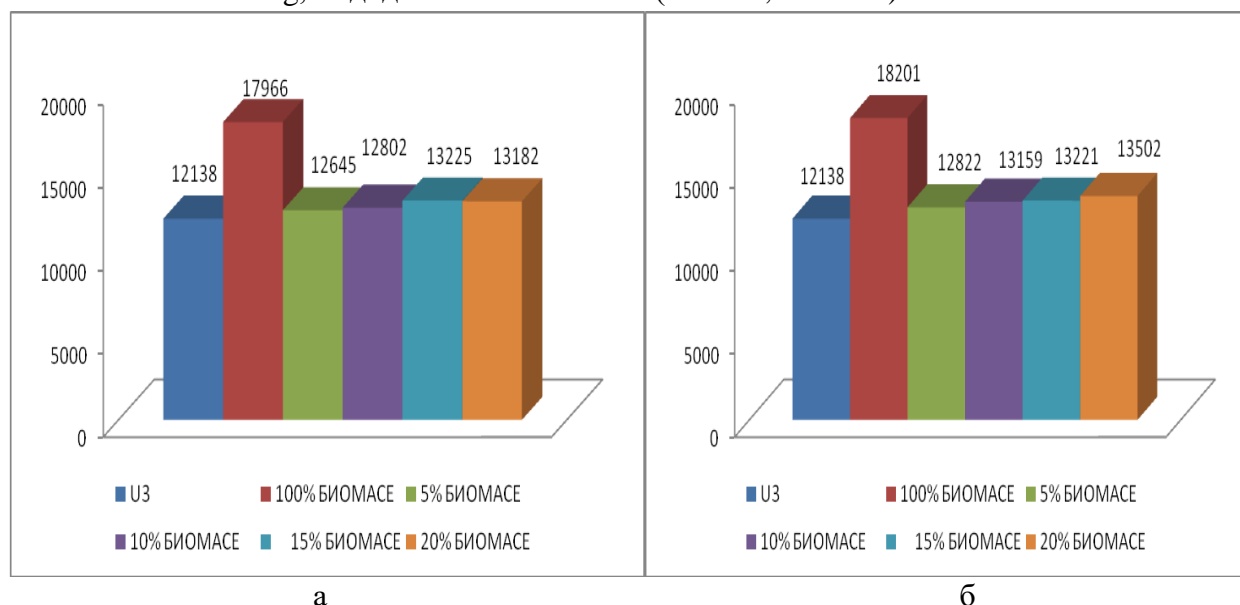
**Табела 70.** Разлика калоријске вредности смеша угаљ-биомаса I клона са неконтаминираног и контаминираног станишта и угља U2 (kJ/kg)

Неконтаминиране					Контаминиране				
Процент биомасе	5%	10%	15%	20%	Процент биомасе	5%	10%	15%	20%
Топлотна разлика	301	587	415	414	Топлотна разлика	361	340	646	584
	175	488	381	379		301	253	540	503
	223	497	398	407		286	313	566	479
Мин.	175	488	381	379	Мин.	286	253	540	479
Макс.	301	587	415	414	Макс.	361	340	646	584
Ст. Дев.	63	54	17	18	Ст. Дев.	39	44	55	55
<b>Ср.вред.</b>	<b>233</b>	<b>524</b>	<b>398</b>	<b>400</b>	<b>Ср.вред.</b>	<b>316</b>	<b>302</b>	<b>584</b>	<b>522</b>

Средње калоријске вредности разлике смеше контаминиране биомасе I клона и угља U2 су биле од 316 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 522 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 286 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 584 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 70; Сл. 60 б).

### 5.6.7.3. Одређивање калоријских вредности неконтаминиране и контаминиране биомасе I клона и угља U3

Средње калоријске вредности смеше неконтаминиране биомасе I клона и угља U3 су износиле од 12645 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 13182 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 12619 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 13189 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 71; Сл. 61 а).



**Табела 61.** Калоријска вредност смеша биомасе I клона са неконтаминираног (а) и контаминираног (б) станишта станишта и угља U3 (kJ/kg)

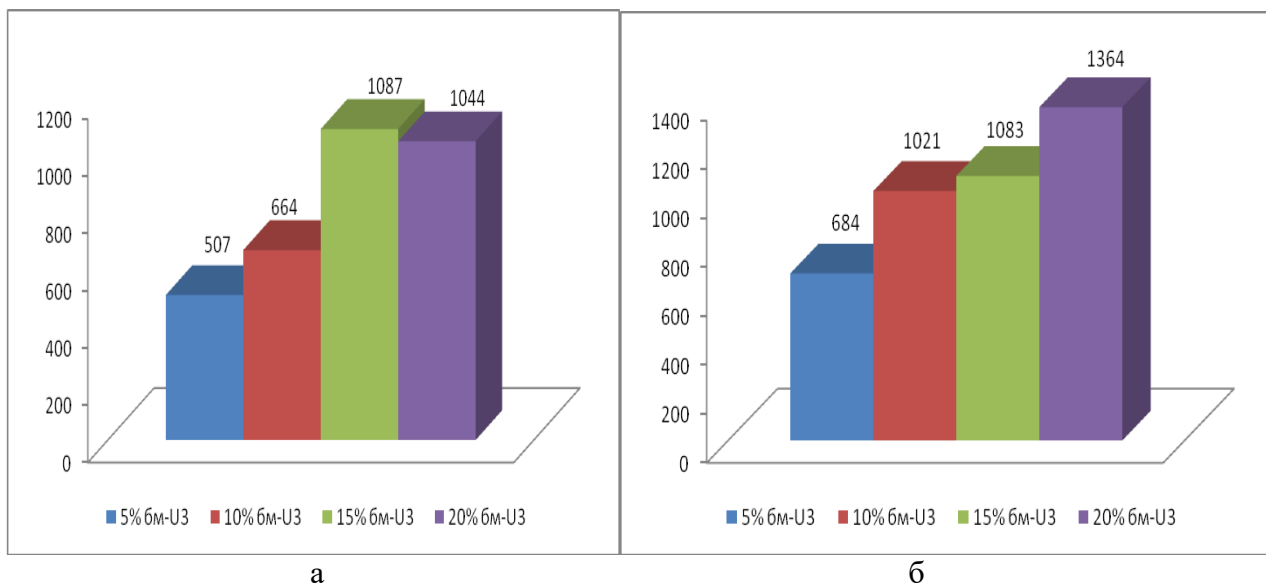
**Табела 71.** Калоријска вредност лигнита, биомасе и смеша биомасе I клона са неконтаминираног и контаминираног станишта и угља U3 (kJ/kg)

Неконтаминиране						
Процент биомасе	U3	100% БИОМАСЕ	5% БИОМАСЕ	10% БИОМАСЕ	15% БИОМАСЕ	20% БИОМАСЕ
	12070	17952	12651	12836	13237	13189
	12186	17964	12619	12797	13207	13174
	12159	17983	12665	12773	13231	13183
Мин.	12070	17952	12619	12773	13207	13174
Макс.	12186	17983	12665	12836	13237	13189
Ст. дев.	60	15	23	31	15	7
<b>Ср. вред.</b>	<b>12138</b>	<b>17966</b>	<b>12645</b>	<b>12802</b>	<b>13225</b>	<b>13182</b>
Контаминиране						
	12070	18206	12817	13153	13206	13482
	12186	18198	12801	13187	13253	13531
	12159	18199	12848	13137	13204	13493
Мин.	12070	18198	12801	13137	13204	13482
Макс.	12186	18206	12848	13187	13253	13531
Ст. дев.	60	4	23	25	27	25
<b>Ср. вред</b>	<b>12138</b>	<b>18201</b>	<b>12822</b>	<b>13159</b>	<b>13221</b>	<b>13502</b>

Средње калоријске вредности смеше контаминиране биомасе I клона и угља U3 су варирале од 12822 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 13502 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 12801 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 13531 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 71; Сл. 61б).

Средње калоријске вредности разлике смеше неконтаминиране биомасе I клона и угља U3 су износиле од 507 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 1044 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 433 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 1119 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 72; Сл. 62 а).

Средње калоријске вредности разлике смеше контаминиране биомасе I клона и угља U3 су биле од 684 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 1364 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 615 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 1412 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 72; Сл. 62б).



**Слика 62.** Разлика калоријске вредности смеша угљ-биомаса I клона са неконтаминираног (а) и контаминираног (б) станишта и угља У3 (kJ/kg)

**Табела 72.** Разлика калоријске вредности смеша угљ-биомаса I клона са неконтаминираног и контаминираног станишта и угља У3 (kJ/kg)

Неконтаминиране					Контаминиране				
Процент биомасе	5%	10%	15%	20%	Процент биомасе	5%	10%	15%	20%
Топлотна разлика	581	766	1167	1119	Топлотна разлика	747	1083	1136	1412
	433	611	1021	988		615	1001	1067	1345
	506	614	1072	1024		689	978	1045	1334
Мин.	433	611	1021	988	Мин.	615	978	1045	1334
Макс.	581	766	1167	1119	Макс.	747	1083	1136	1412
Ст. Дев.	74	88	74	67	Ст. Дев.	66	55	47	42
<b>Ср.вред.</b>	<b>507</b>	<b>664</b>	<b>1087</b>	<b>1044</b>	<b>Ср.вред.</b>	<b>684</b>	<b>1021</b>	<b>1083</b>	<b>1364</b>

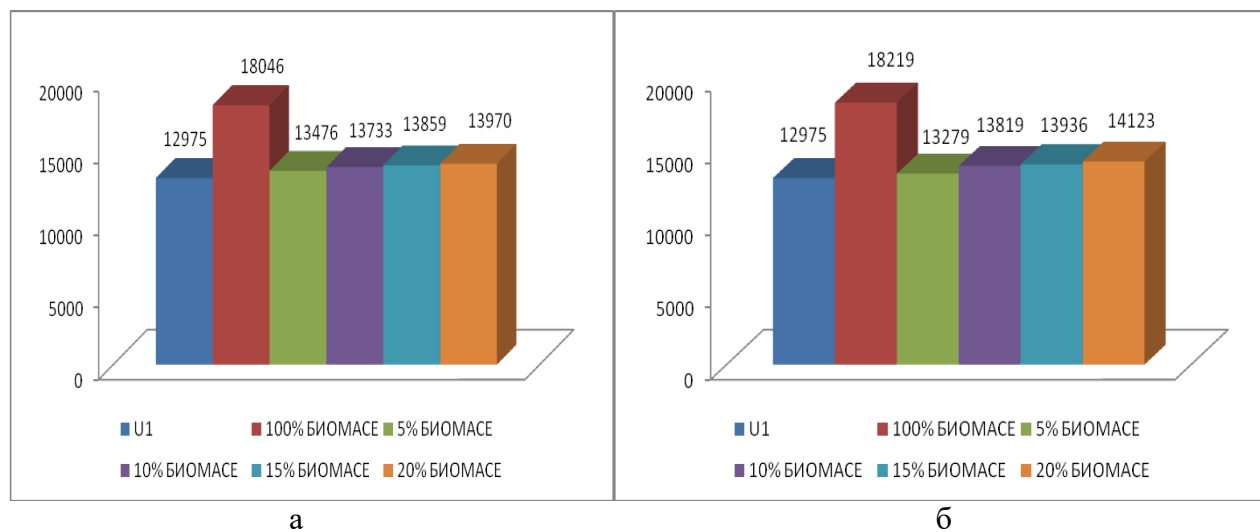
#### 5.6.7.4. Одређивање калоријских вредности неконтаминиране и контаминиране биомасе II клона и угља U1

Средње калоријске вредности смеше неконтаминиране биомасе II клона и угља U1 су биле од 13476 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 13970 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 13443 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 14006 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 73; Сл. 63 а).

Средње калоријске вредности контаминиране биомасе II клона и угља U1 су варирале од 13279 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 14123 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 13259 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 14151 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 73; Сл. 63б).

**Табела 73.** Калоријска вредност лигнита, биомасе и смеша биомасе II клона са неконтаминираног и контаминираног станишта и угља U1 (kJ/kg)

Неконтаминиране						
Процент биомасе	U1	100% БИОМАСЕ	5% БИОМАСЕ	10% БИОМАСЕ	15% БИОМАСЕ	20% БИОМАСЕ
	12905	18028	13476	13730	13859	13970
	13028	18062	13443	13711	13836	13934
	12992	18049	13509	13759	13882	14006
Мин	12905	18028	13443	13711	13836	13934
Макс.	13028	18062	13509	13759	13882	14006
Ст. дев.	63	17	33	24	23	36
<b>Ср.вред.</b>	<b>12975</b>	<b>18046</b>	<b>13476</b>	<b>13733</b>	<b>13859</b>	<b>13970</b>
Контаминиране						
	12905	18224	13281	13596	13946	14112
	13028	18213	13259	13934	13921	14106
	12992	18220	13297	13927	13941	14151
Мин.	12905	18213	13259	13596	13921	14106
Макс.	13028	18224	13297	13934	13946	14151
Ст. дев	63	5	19	193	13	24
<b>Ср.вред.</b>	<b>12975</b>	<b>18219</b>	<b>13279</b>	<b>13819</b>	<b>13936</b>	<b>14123</b>



**Слика 63.** Калоријска вредност смеша биомасе II клона са неконтаминираног (а) и контаминираног (б) станишта и угља U1(kJ/kg)

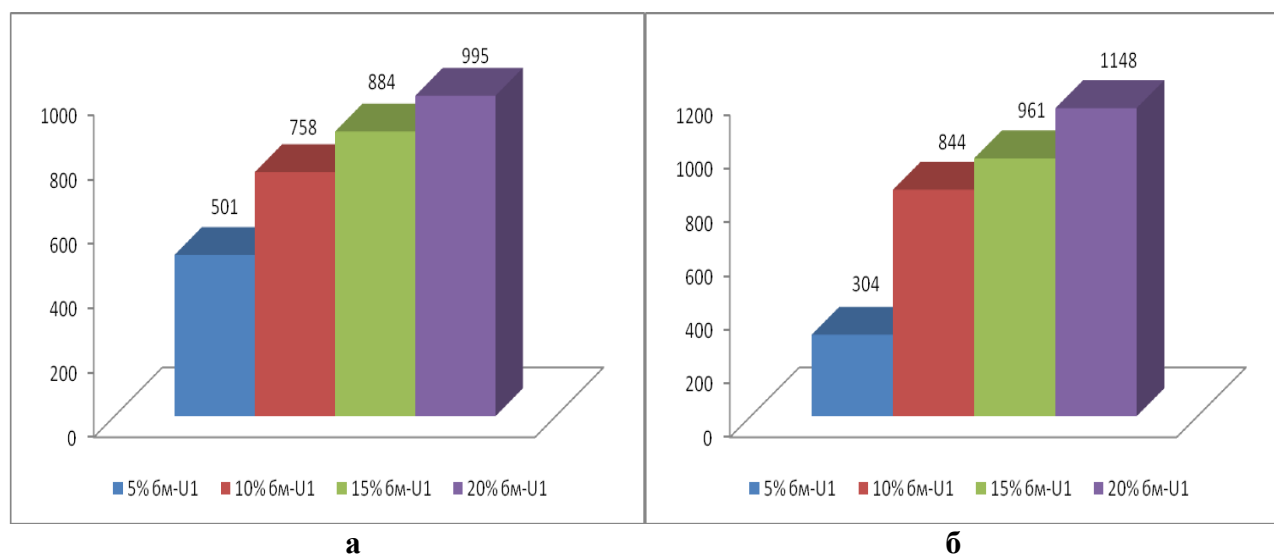
Средње калоријске вредности разлике смеше неконтаминиране биомасе II клона и угља U1 су варирале од 501 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 995 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 415 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 1065 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 74; Сл. 64а).

Средње калоријске вредности разлике смеше контаминиране биомасе II клона и угља U1 су биле од 304 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 1148 kJ/kg (за 20% додате биомасе).

Најмања калоријска вредност је износила 231 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 1207 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 74; Сл. 64б).

**Табела 74.** Разлика калоријске вредности смеша угља-биомаса II клона са неконтаминираног (а) и контаминираног (б) станишта и угља U1 (kJ/kg)

Неконтаминиране					Контаминиране				
Процент биомасе	5%	10%	15%	20%	Процент биомасе	5%	10%	15%	20%
Топлотна разлика	571	825	954	1065	Топлотна разлика	376	691	1041	1207
	415	683	808	906		231	906	893	1078
	517	767	890	1014		305	935	949	1159
Мин.	415	683	808	906	Мин.	231	691	893	1078
Макс.	571	825	954	1065	Макс.	376	935	1041	1207
Ст. Дев.	79	71	73	81	Ст. Дев.	72	133	74	65
<b>Ср.вред.</b>	<b>501</b>	<b>758</b>	<b>884</b>	<b>995</b>	<b>Ср.вред.</b>	<b>304</b>	<b>844</b>	<b>961</b>	<b>1148</b>



**Слика 64.** Разлика калоријске вредности смеша угља-биомаса II са неконтаминираног (а) и контаминираног (б) станишта и угља U1 (kJ/kg)

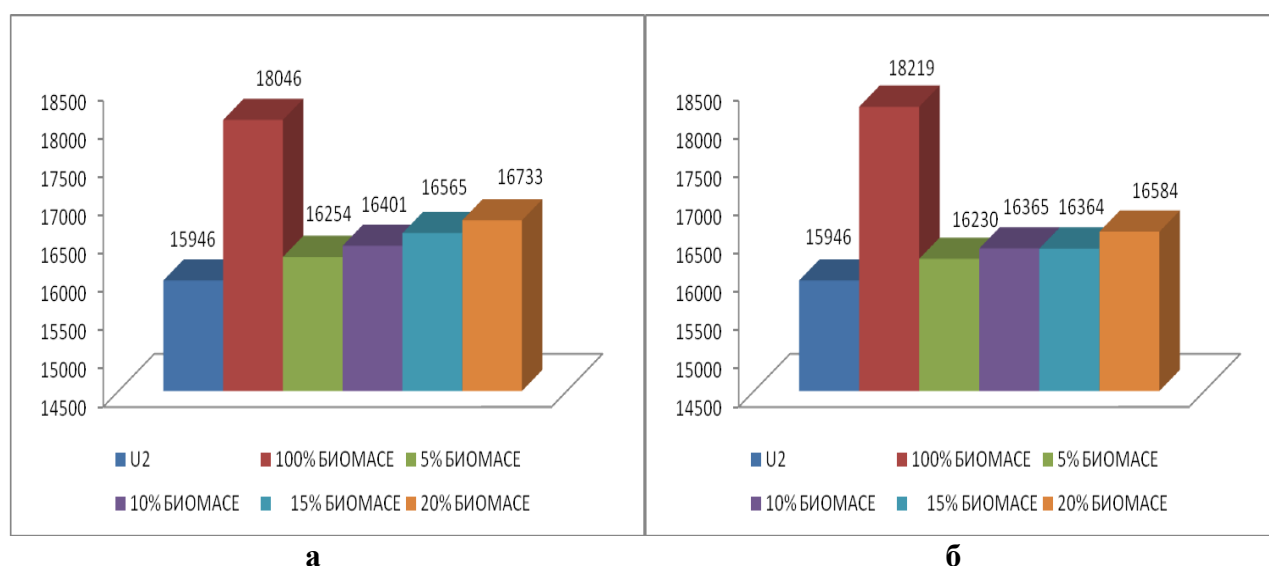
### 5.6.7.5. Одређивање калоријских вредности неконтамиране и контаминиране биомасе II клона и угља U2

Вредности средњих калоријских вредности смеше биомасе и угља U2 су биле од 16254 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 16733 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 16234 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 16776 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 75; Сл. 65а).

**Табела 75.** Калоријска вредност лигнита, биомасе и смеша биомасе II клона са неконтаминираног и контаминираног станишта и угља U2 (kJ/kg)

Неконтаминиране						
Процент биомасе	U2	100% БИОМАСЕ	5% БИОМАСЕ	10% БИОМАСЕ	15% БИОМАСЕ	20% БИОМАСЕ
	15902	18028	16279	16389	16559	16652
	15978	18062	16249	16417	16579	16776
	15958	18049	16234	16397	16557	16770
Мин.	15902	18028	16234	16389	16557	16652
Макс.	15978	18062	16279	16417	16579	16776
Ст. дев.	39	17	22	14	12	70
<b>Ср.вред.</b>	<b>15946</b>	<b>18046</b>	<b>16254</b>	<b>16401</b>	<b>16565</b>	<b>16733</b>
Контаминиране						
	15902	18224	16218	16353	16358	16574
	15978	18213	16258	16388	16397	16607
	15958	18220	16214	16354	16337	16571
Мин.	15902	18213	16214	16353	16337	16571
Макс.	15978	18224	16258	16388	16397	16607
Ст. дев.	39	5	24	19	30	19
<b>Ср.вред.</b>	<b>15946</b>	<b>18219</b>	<b>16230</b>	<b>16365</b>	<b>16364</b>	<b>16584</b>

Средње калоријске вредности смеше биомасе и угља U2 су варирали од 16230 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 16584 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 16214 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 16607 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 75; Сл. 65б).



**Слика 65.** Калоријска вредност смеша биомасе II клона са неконтаминираног (а) и контаминираног (б) станишта и угља U2 (kJ/kg)

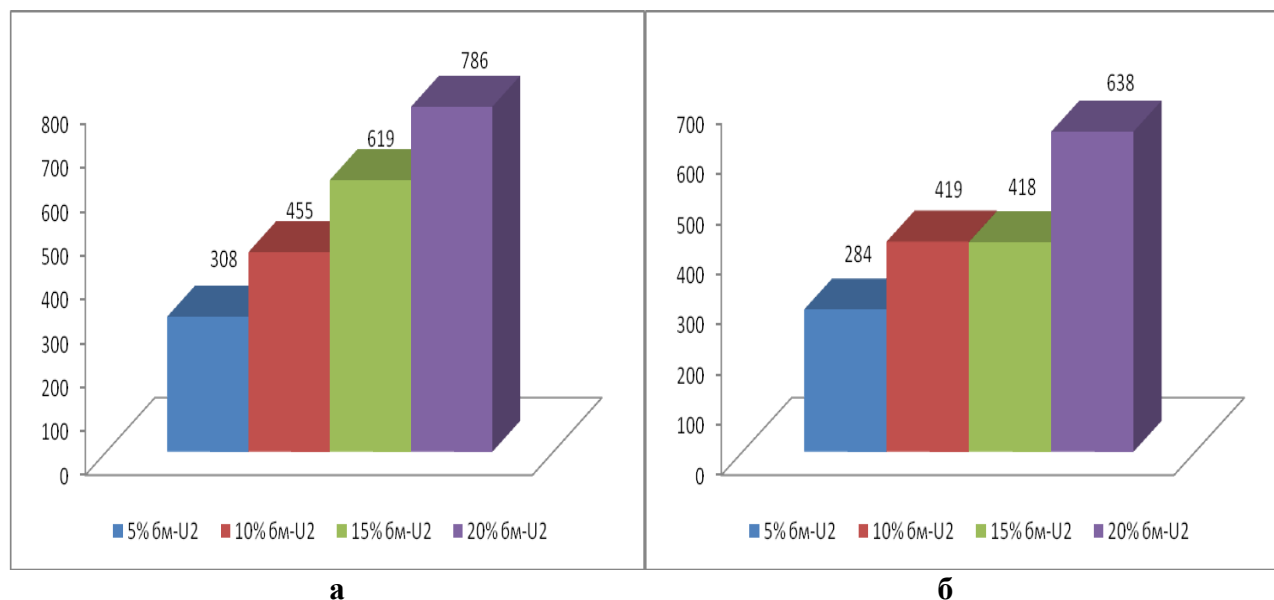


Средње калоријске вредности разлике смеше неконтаминирание биомасе II клона и угља U2 су биле од 308 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 786 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 271 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 812 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 76; Сл. 66а).

Средње калоријске вредности разлике смеше контаминирание биомасе II клона и угља U2 су варирале од 284 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 638 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 256 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 672 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 76; Сл. 66б).

**Табела 76.** Разлика калоријске вредности смеша угљ-биомаса II клона са неконтаминираниог и контаминираниог станишта и угља U2 (kJ/kg)

Неконтаминирание					Контаминирание				
Процент биомасе	5%	10%	15%	20%	Процент биомасе	5%	10%	15%	20%
Топлотна разлика	377	487	657	750	Топлотна разлика	316	451	456	672
	271	439	601	798		280	410	419	629
	276	439	599	812		256	396	379	613
Мин.	271	439	599	750	Мин.	256	396	379	613
Макс.	377	487	657	812	Макс.	316	451	456	672
Ст. Дев.	59	27	32	33	Ст. Дев.	30	28	38	30
<b>Ср.вред.</b>	<b>308</b>	<b>455</b>	<b>619</b>	<b>786</b>	<b>Ср.вред.</b>	<b>284</b>	<b>419</b>	<b>418</b>	<b>638</b>



**Слика 66.** Разлика калоријске вредности смеша угљ-биомаса II клона са неконтаминираниог (а) и контаминираниог (б) станишта и угља U2 (kJ/kg)

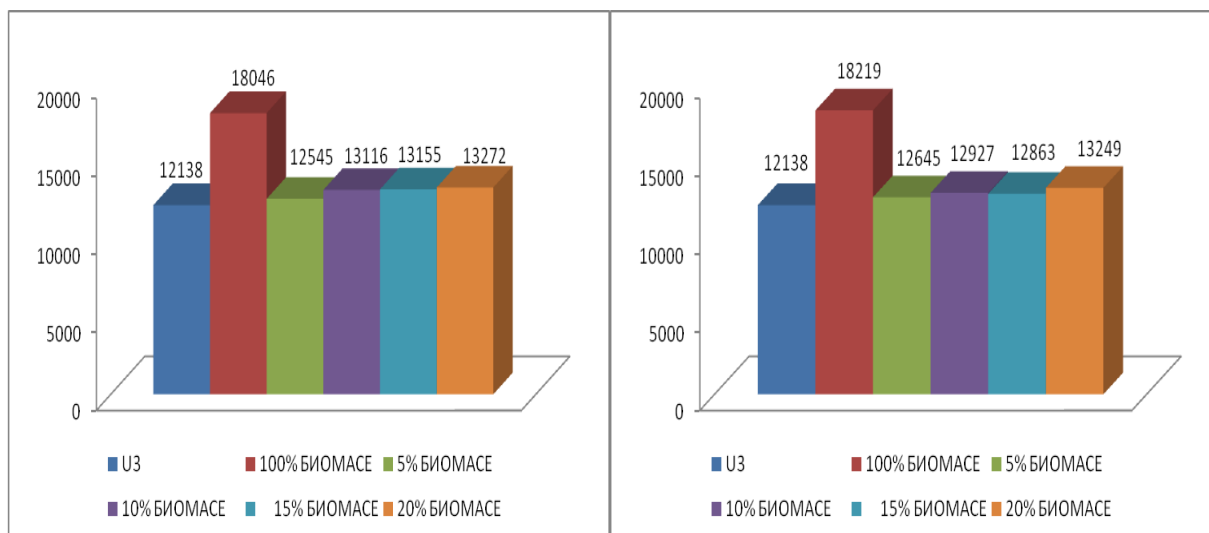
### 5.6.7.6. Одређивање калоријских вредности неконтаминираних и контаминираних биомасе II клона и угља U3

Средње калоријске вредности мешане неконтаминираних биомасе II клона и угља U3 су варирале од 12545 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 13272 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 12521 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 13296 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 77; Сл. 67а).

Средње калоријске вредности мешане контаминираних биомасе II клона и угља U3 су биле од 12645 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 13249 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 12624 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 13279 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 77; Сл. 67б).

**Табела 77.** Калоријска вредност лигнита, биомасе и мешане биомасе II клона са неконтаминираним станишта и угља U3 (kJ/kg)

Неконтаминирани						
Процент биомасе	U3	100% БИОМАСЕ	5% БИОМАСЕ	10% БИОМАСЕ	15% БИОМАСЕ	20% БИОМАСЕ
	12070	18028	12558	13129	13169	13296
	12186	18062	12521	13002	13121	13261
	12159	18049	12556	13217	13175	13259
Мин.	12070	18028	12521	13002	13121	13259
Макс.	12186	18062	12558	13217	13175	13296
Ст. дев.	60	17	20	108	29	20
<b>Ср.вред.</b>	<b>12138</b>	<b>18046</b>	<b>12545</b>	<b>13116</b>	<b>13155</b>	<b>13272</b>
Контаминирани						
	12070	18224	12642	12919	12853	13238
	12186	18213	12624	12952	12887	13279
	12159	18219	12669	12910	12849	13230
Мин	12070	18213	12624	12910	12849	13230
Макс.	12186	18224	12669	12952	12887	13279
Ст. дев.	60	5	22	22	20	26
<b>Ср.вред.</b>	<b>12138</b>	<b>18219</b>	<b>12645</b>	<b>12927</b>	<b>12863</b>	<b>13249</b>



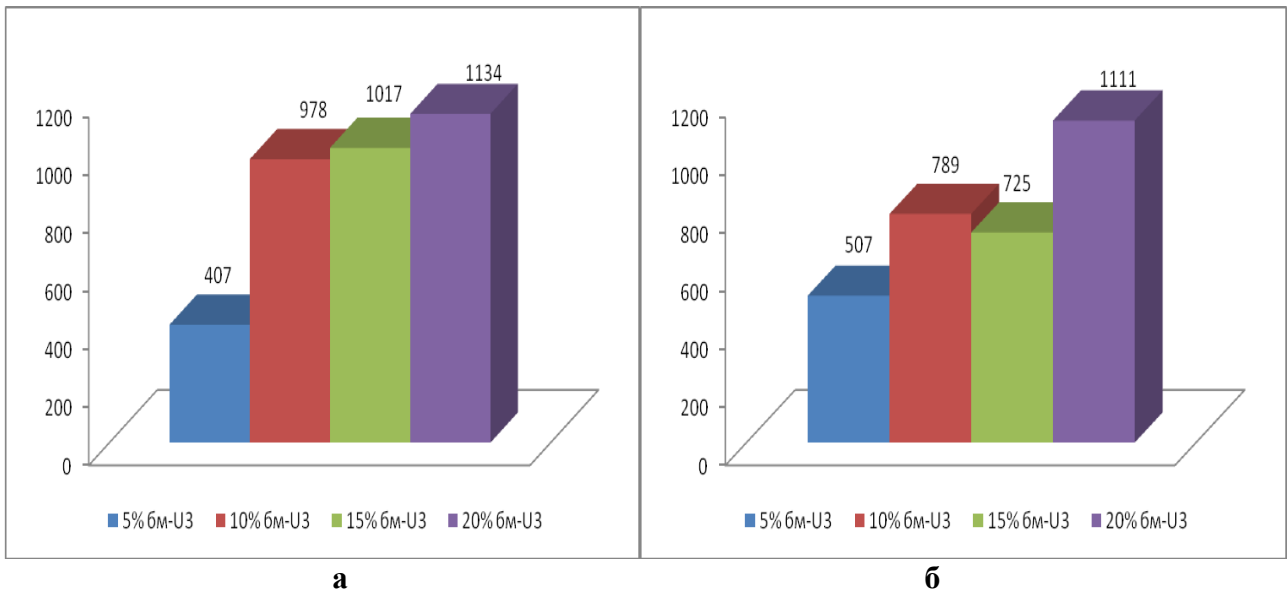
**Слика 67.** Калоријска вредност смеша биомасе II клона са неконтаминираног станишта и угља U3(kJ/kg)

**Табела 78.** Разлика калоријске вредности смеша угљ-биомаса II клона са неконтаминираног и контаминираног станишта и угља U3 (kJ/kg)

Неконтаминиране					Контаминиране				
Процент биомасе	5%	10%	15%	20%	Процент биомасе	5%	10%	15%	20%
Топлотна разлика	488	1059	1099	1226	Топлотна разлика	572	849	783	1168
	335	816	935	1075		438	766	701	1093
	397	1058	1016	1100		510	751	690	1071
Мин.	335	816	935	1075	Мин.	438	751	690	1071
Макс.	488	1059	1099	1226	Макс.	572	849	783	1168
Ст. Дев.	76	140	82	80	Ст. Дев.	67	52	50	50
<b>Ср.вред.</b>	<b>407</b>	<b>978</b>	<b>1017</b>	<b>1134</b>	<b>Ср.вред.</b>	<b>507</b>	<b>789</b>	<b>725</b>	<b>1111</b>

Средње калоријске вредности разлике смеше неконтаминиране биомасе и угља U3 су варирале од 407 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 1134 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 335 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 1226 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 78; Сл. 68а).

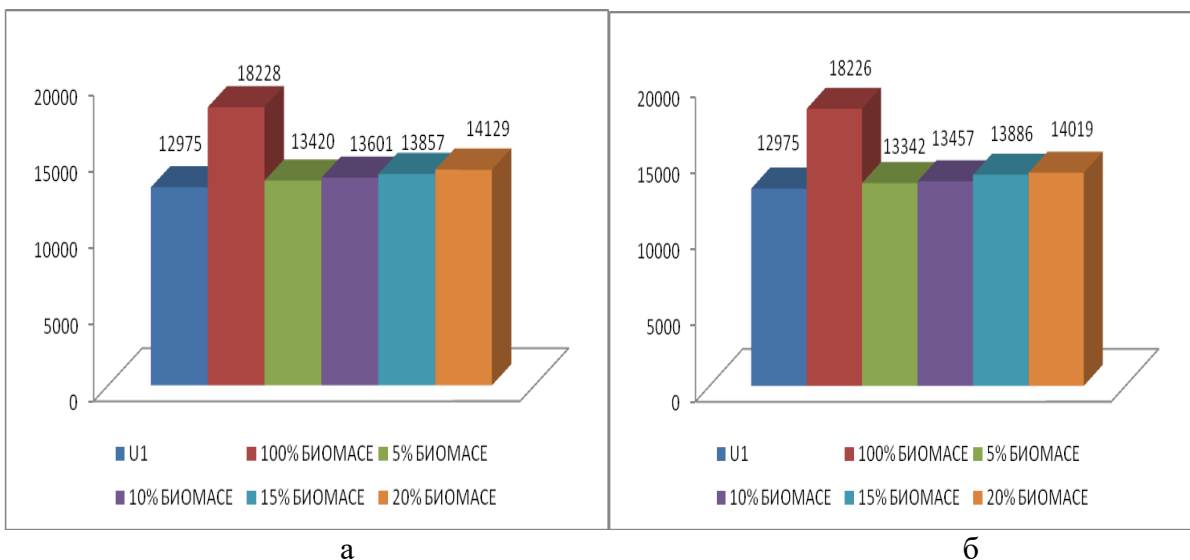
Средње калоријске вредности разлике смеше контаминиране биомасе и угља U3 су биле од 507 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 1111 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 438 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 1168 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 78; Сл. 68б).



**Слика 68.** Разлика калоријске вредности смеша угљ-биомаса II клона са неконтаминираног (а) и контаминираног (б) станишта и угља U3 (kJ/kg)

### 5.6.7.7. Одређивање калоријских вредности неконтаминане и контаминане биомасе III клона и угља U1

Средње калоријске вредности смеси неконтаминане биомасе и угља U1 су варирали од 13420 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 14129 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 13405 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 14145 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 79; Сл. 69а).



**Слика 69.** Калоријска вредност смеша биомасе III клона са неконтаминираног (а) и контаминираног (б) станишта и угља U1 (kJ/kg)

Средње калоријске вредности смеше контаминане биомасе и угља U1 су биле од 13342 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 14019 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 13311 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 14049 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 79; Сл. 69б).

**Табела 79.** Калоријска вредност лигнита, биомасе и смеша биомасе III клона са неконтаминаног и контаминаног станишта и угља U1 (kJ/kg)

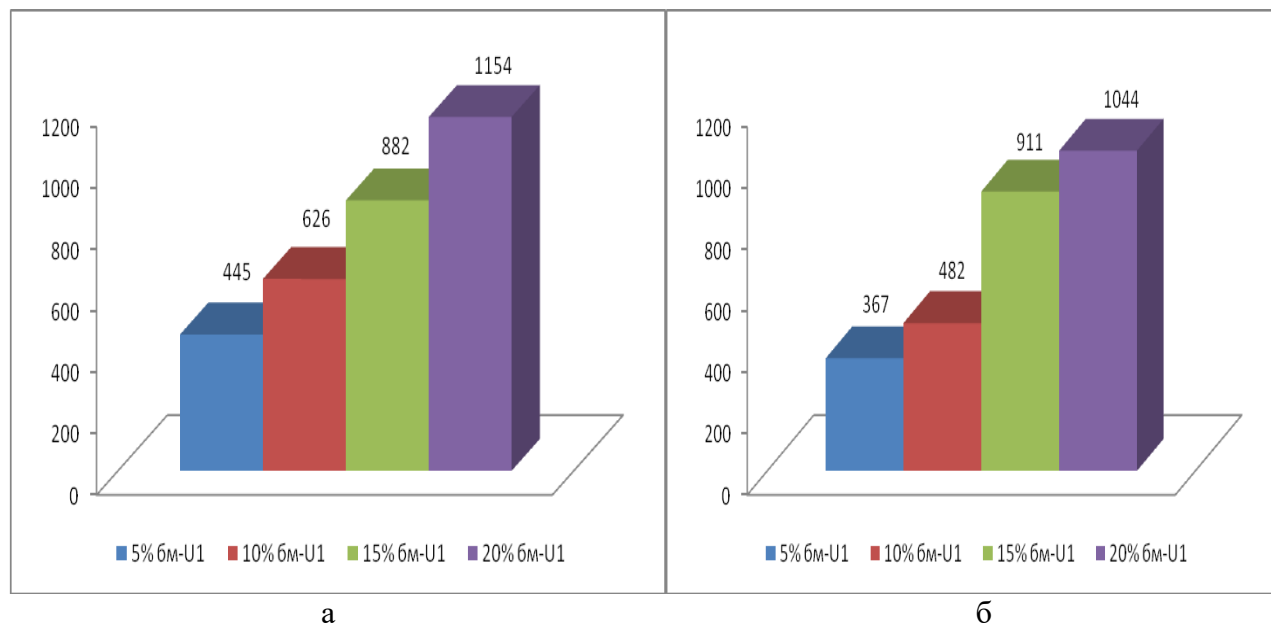
Неконтaминaнe						
Процент биомасе	U1	100% БИОМАСЕ	5% БИОМАСЕ	10% БИОМАСЕ	15% БИОМАСЕ	20% БИОМАСЕ
	12905	18244	13405	13589	13849	14111
	13028	18209	13421	13611	13858	14132
	12992	18232	13433	13602	13864	14145
Мин.	12905	18209	13405	13589	13849	14111
Макс.	13028	18244	13433	13611	13864	14145
Ст. дев.	63	17	14	11	7	17
<b>Ср.вред.</b>	<b>12975</b>	<b>18228</b>	<b>13420</b>	<b>13601</b>	<b>13857</b>	<b>14129</b>
Контaминaнe						
	12905	18228	13366	13461	13900	13970
	13028	18228	13349	13472	13861	14038
	12992	18221	13311	13438	13897	14049
Мин.	12905	18221	13311	13438	13861	13970
Макс.	13028	18228	13366	13472	13900	14049
Ст. дев.	63	4	28	17	21	42
<b>Ср.вред.</b>	<b>12975</b>	<b>18226</b>	<b>13342</b>	<b>13457</b>	<b>13886</b>	<b>14019</b>

Средње калоријске вредности разлике смеше неконтaминaнe биомасе и угља U1 су вариале од 445 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 1154 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 393 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 1206 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 80; Сл. 70а).

**Табела 80.** Разлика калоријске вредности смеша угљ-биомаса III клона са неконтaминaнoг и контаминаног станишта и угља U1 (kJ/kg)

Неконтaминaнe					Контaминaнe				
Процент биомасе	5%	10%	15%	20%	Процент биомасе	5%	10%	15%	20%
Топлотна разлика	500	684	944	1206	Топлотна разлика	461	556	995	1065
	393	583	830	1104		321	444	833	1010
	441	610	872	1153		319	446	905	1057
Мин.	393	583	830	1104	Мин.	319	444	833	1010
Макс.	500	684	944	1206	Макс.	461	556	995	1065
Ст. Дев.	53	52	57	51	Ст. Дев.	81	64	81	29
<b>Ср.вред.</b>	<b>445</b>	<b>626</b>	<b>882</b>	<b>1154</b>	<b>Ср.вред.</b>	<b>367</b>	<b>482</b>	<b>911</b>	<b>1044</b>

Средње калоријске вредности разлике смеше контаминиране биомасе и угља U1 су биле од 367 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 1044 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 319 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 1065 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 80; Сл. 70б).

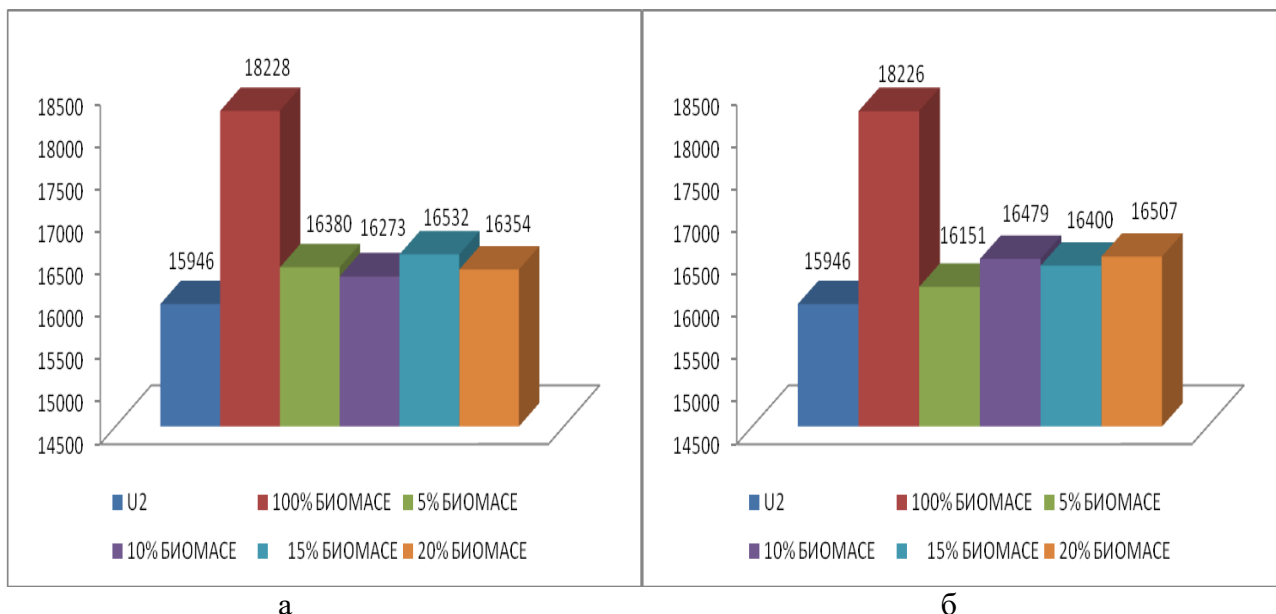


**Слика 70.** Разлика калоријске вредности смеша угљ-биомаса III клона са неконтаминираног (а) и контаминираног (б) станишта и угља U1 (kJ/kg)

#### 5.6.7.8. Одређивање калоријских вредности неконтамиране и контаминиране биомасе III клона и угља U2

Средње калоријске вредности смеше неконтаминиране биомасе III клона и угља U2 су варирале од 16380 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 16354 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 16361 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 16369 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 81; Сл.71а).

Средње калоријске вредности смеше контамиране биомасе III клона и угља U2 су биле од 16151 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 16507 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 16137 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 16537 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 81; Сл. 71б).



Слика 71. Калоријска вредност смеша биомасе III клона са неконтаминираног (а) и контаминираног (б) станишта и угља U2 (kJ/kg)

Табела 81. Калоријска вредност лигнита, биомасе и смеша биомасе III клона са неконтаминираног и контаминираног станишта и угља U2 (kJ/kg)

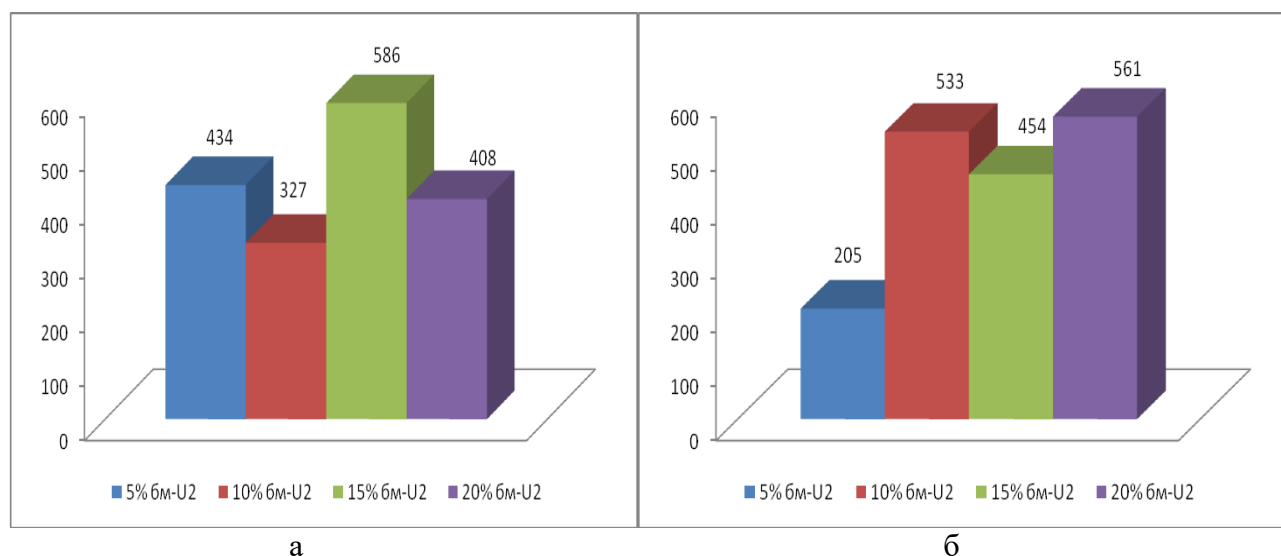
Неконтаминиране						
Процент биомасе	U2	100% БИОМАСЕ	5% БИОМАСЕ	10% БИОМАСЕ	15% БИОМАСЕ	20% БИОМАСЕ
	15902	18243	16403	16269	16519	16369
	15978	18251	16376	16289	16547	16347
	15958	18274	16361	16261	16530	16346
Мин.	15902	18243	16361	16261	16519	16346
Макс.	15978	18274	16403	16289	16547	16369
Ст. дев.	39	16	21	14	14	13
<b>Ср.вред.</b>	<b>15946</b>	<b>18228</b>	<b>16380</b>	<b>16273</b>	<b>16532</b>	<b>16354</b>
Контаминиране						
	15902	18228	16144	16474	16377	16500
	15978	18228	16172	16502	16434	16537
	15958	18221	16137	16461	16389	16481
Мин.	15902	18221	16137	16461	16377	16481
Макс.	15978	18228	16172	16502	16434	16537
Ст. дев.	39	4	18	20	30	28
<b>Ср.вред.</b>	<b>15946</b>	<b>18226</b>	<b>16151</b>	<b>16479</b>	<b>16400</b>	<b>16507</b>

Средње калоријске вредности разлике смеше неконтаминиране биомасе III клона и угља U2 су варирале од 434 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 408 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 398 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 467 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 82; Сл. 72а).

**Табела 82.** Разлика калоријске вредности смеша угаљ-биомаса III клона са неконтаминираног и контаминираног станишта и угља U2 (kJ/kg)

Неконтаминиране					Контаминиране				
Процент биомасе	5%	10%	15%	20%	Процент биомасе	5%	10%	15%	20%
Топлотна разлика	501	367	617	467	Топлотна разлика	242	572	475	598
	398	311	569	369		194	524	456	559
	403	303	572	388		179	503	431	523
Мин.	<b>398</b>	303	569	369	Мин.	179	503	431	523
Макс.	501	367	617	467	Макс.	242	572	475	598
Ст. Дев.	58	34	26	51	Ст. Дев.	32	35	22	37
<b>Ср.вред.</b>	<b>434</b>	<b>327</b>	<b>586</b>	<b>408</b>	<b>Ср.вред.</b>	<b>205</b>	<b>533</b>	<b>454</b>	<b>561</b>

Средње калоријске вредности разлике смеше контаминиране биомасе III клона и угља U2 су варирале од 205 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 561 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 179 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 598 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 82; Сл. 72б).



**Слика 72.** Разлика калоријске вредности смеша угаљ-биомаса III клона са неконтаминираног (а) и контаминираног (б) станишта и угља U2 (kJ/kg)

### 5.6.7.9. Одређивање калоријских вредности неконтаминиране и контаминиране биомасе III клона и угља U3

Средње калоријске вредности смеше неконтаминиране биомасе и угља U<sub>3</sub> су варирале од 12642 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 13368 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 12617 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 13368 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 83; Сл. 73а).

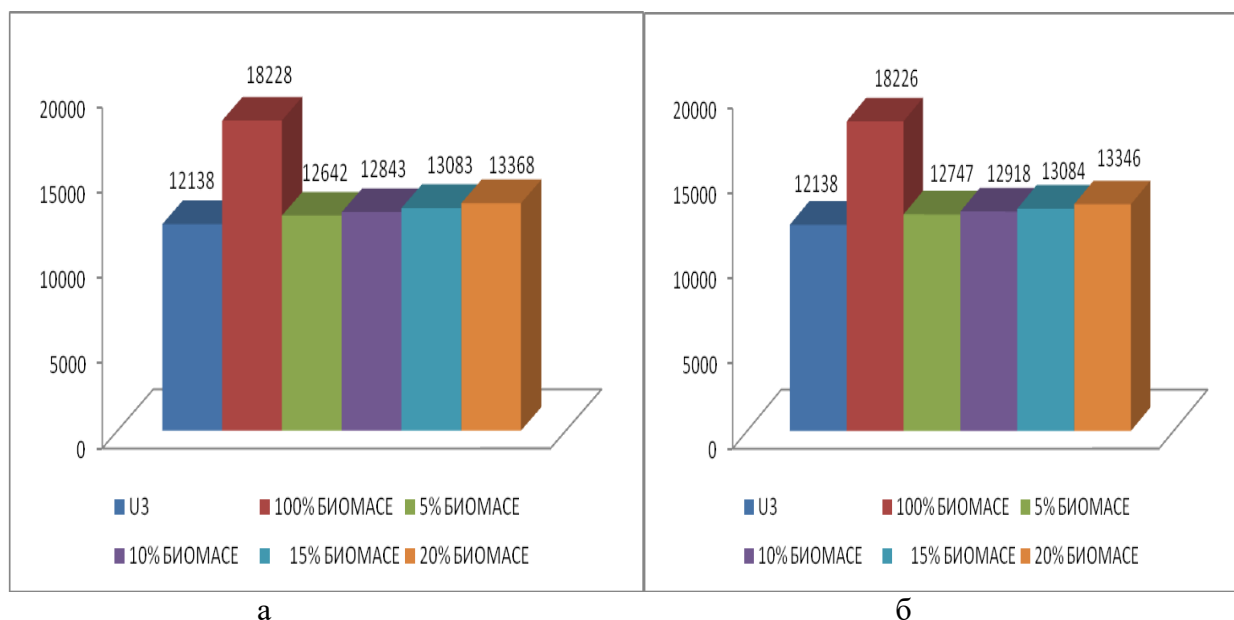
Средње калоријске вредности смеше контаминиране биомасе и угља U<sub>3</sub> су биле од 12747 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 13346 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања



калоријска вредност је износила 12721 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 13379 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 83; Сл. 73б).

**Табела 83.** Калоријска вредност лигнита, биомасе и смеша биомасе III клона са контаминираног и неконтаминираног станишта и угља U3 (kJ/kg)

Неконтаминиране						
Процент биомасе	U3	100% БИОМАСЕ	5% БИОМАСЕ	10% БИОМАСЕ	15% БИОМАСЕ	20% БИОМАСЕ
	12070	18244	12669	12853	13097	13364
	12186	18209	12617	12839	13058	13342
	12159	18232	12640	12837	13094	13368
Мин.	12070	18209	12617	12837	13058	13342
Макс.	12186	18244	12669	12853	13097	13368
Ст. дев..	60	17	26	8	21	14
<b>Ср.вред.</b>	<b>12138</b>	<b>18228</b>	<b>12642</b>	<b>12843</b>	<b>13083</b>	<b>13368</b>
Контаминиране						
	12070	18228	12741	12923	13082	13329
	12186	18228	12779	12938	13109	13379
	12159	18221	12721	12893	13061	13330
Мин.	12070	18221	12721	12893	13061	13329
Макс.	12186	18228	12779	12938	13109	13379
Ст. дев.	60	4	29	22	24	28
<b>Ср.вред.</b>	<b>12138</b>	<b>18226</b>	<b>12747</b>	<b>12918</b>	<b>13084</b>	<b>13346</b>



**Слика 73.** Калоријска вредност смеша биомасе III клона са неконтаминираног (а) и контаминираног (б) станишта и угља U3 (kJ/kg)

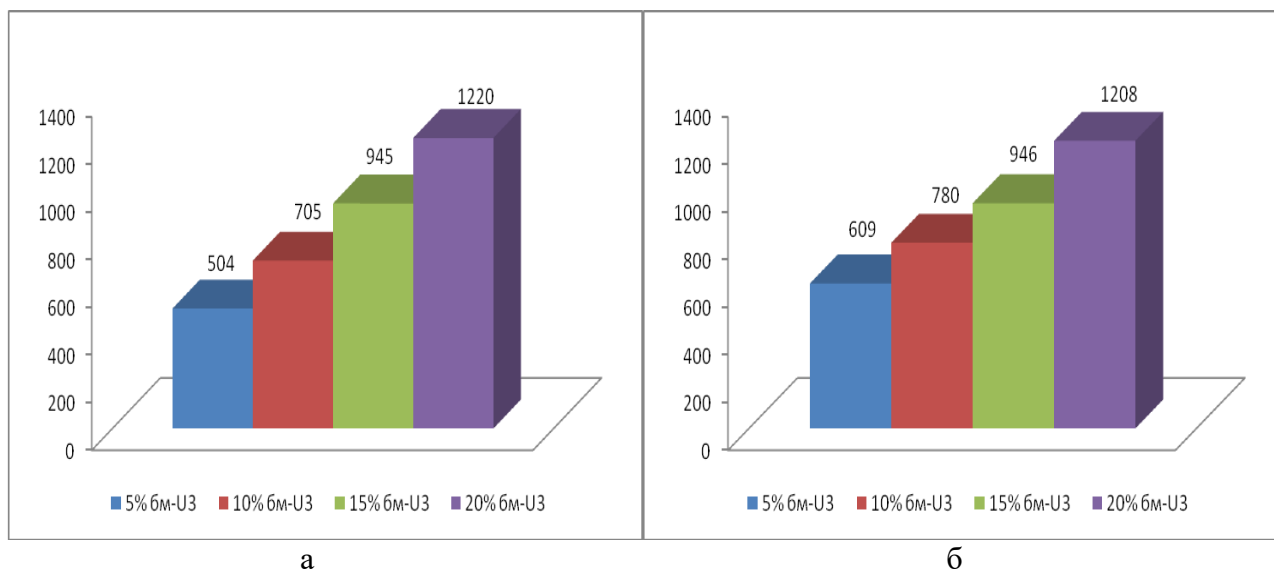
Средње калоријске вредности разлике смеше неконтаминиране биомасе и угља U3 су варирале од 504 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 1220 kJ/kg (за 20% додате биомасе).

Најмања калоријска вредност је износила 431 kJ/kg за додатих 5% биомаса, а највећа је износила 1294 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 84; Сл. 74а).

Средње калоријске вредности разлике смеше контаминиране биомасе и угља U3 су биле од 609 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 1208 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 562 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 1259 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 84; Сл. 74б).

**Табела 84.** Разлика калоријске вредности смеша угаљ-биомаса III клона са неконтаминираног и контаминираног станишта и угља U3 (kJ/kg)

Неконтаминиране					Контаминиране				
Процент биомасе	5%	10%	15%	20%	Процент биомасе	5%	10%	15%	20%
Топлотна разлика	599	783	1027	1294	Топлотна разлика	671	853	1012	1259
	431	653	872	1156		593	752	923	1193
	481	678	935	1209		562	734	902	1171
Мин.	431	653	872	1156	Мин.	562	734	902	1171
Макс.	599	783	1027	1294	Макс.	671	853	1012	1259
Ст. Дев.	86	68	77	69	Ст. Дев.	56	64	58	45
<b>Ср.вред.</b>	<b>504</b>	<b>705</b>	<b>945</b>	<b>1220</b>	<b>Ср.вред.</b>	<b>609</b>	<b>780</b>	<b>946</b>	<b>1208</b>



**Слика 74.** Разлика калоријске вредности смеша угаљ-биомаса III клона са неконтаминираног (а) и контаминираног (б) станишта и угља U3 (kJ/kg)

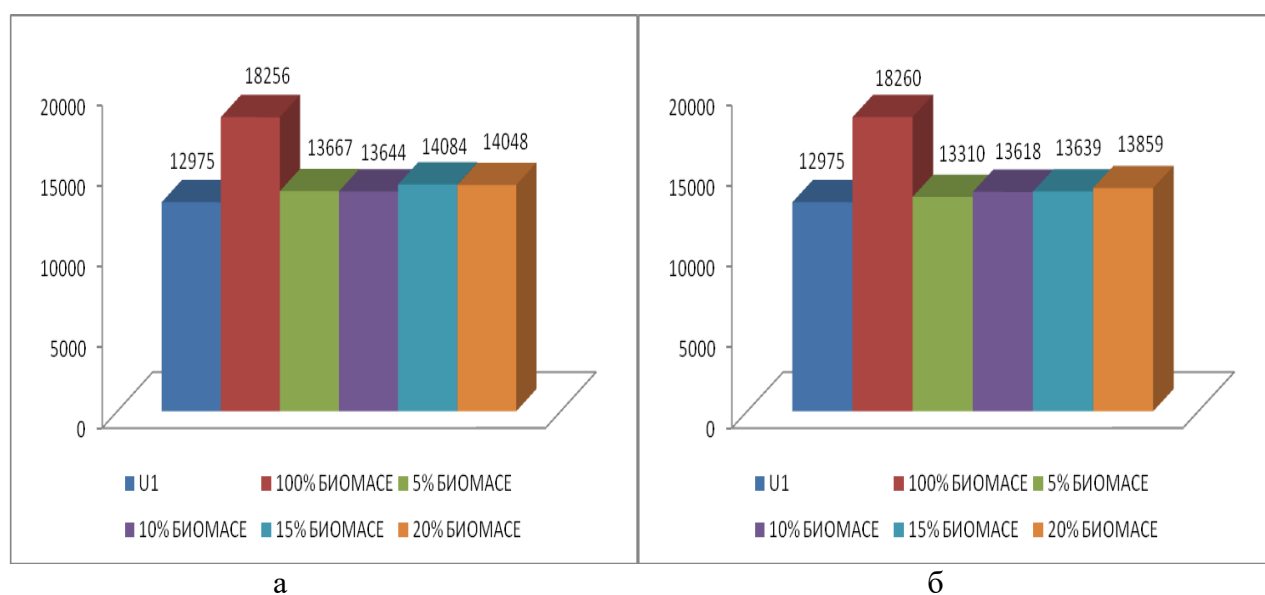
#### 5.6.7.10. Одређивање калоријских вредности неконтаминиране и контаминиране биомасе IV клона и угља U1

Средње калоријске вредности смеше неконтаминиране биомасе и угља U1 су варирали од 13667 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 14048 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 13650 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 14094 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 85; Сл. 75а).

Средње калоријске вредности смеше контаминиране биомасе и угља U1 су биле од 13310 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 13859 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 13284 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 13884 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 85; Сл. 75б).

**Табела 85.** Калоријска вредност лигнита, биомасе и смеша биомасе IV клона са неконтаминираног и контаминираног станишта и угља U1 (kJ/kg)

Неконтаминиране						
Процент биомасе	U1	100% BIOMASE	5% BIOMASE	10% BIOMASE	15% BIOMASE	20% BIOMASE
	12905	18243	13667	13697	14011	14030
	13028	18251	13650	13736	14102	14019
	12992	18274	13684	13550	14139	14094
Мин.	12905	18243	13650	13550	14011	14019
Макс.	13028	18274	13684	13736	14139	14094
Ст. дев.	63	16	17	98	65	40
<b>Ср.вред.</b>	<b>12975</b>	<b>18256</b>	<b>13667</b>	<b>13644</b>	<b>14084</b>	<b>14048</b>
Контаминиране						
	12905	18269	13307	13564	13625	13866
	13028	18247	13339	13658	13627	13884
	12992	18265	13284	13632	13665	13827
Мин.	12905	18247	13284	13564	13625	13827
Макс.	13028	18269	13339	13658	13665	13884
Ст. дев.	63	11	27	48	22	29
<b>Ср.вред.</b>	<b>12975</b>	<b>18260</b>	<b>13310</b>	<b>13618</b>	<b>13639</b>	<b>13859</b>



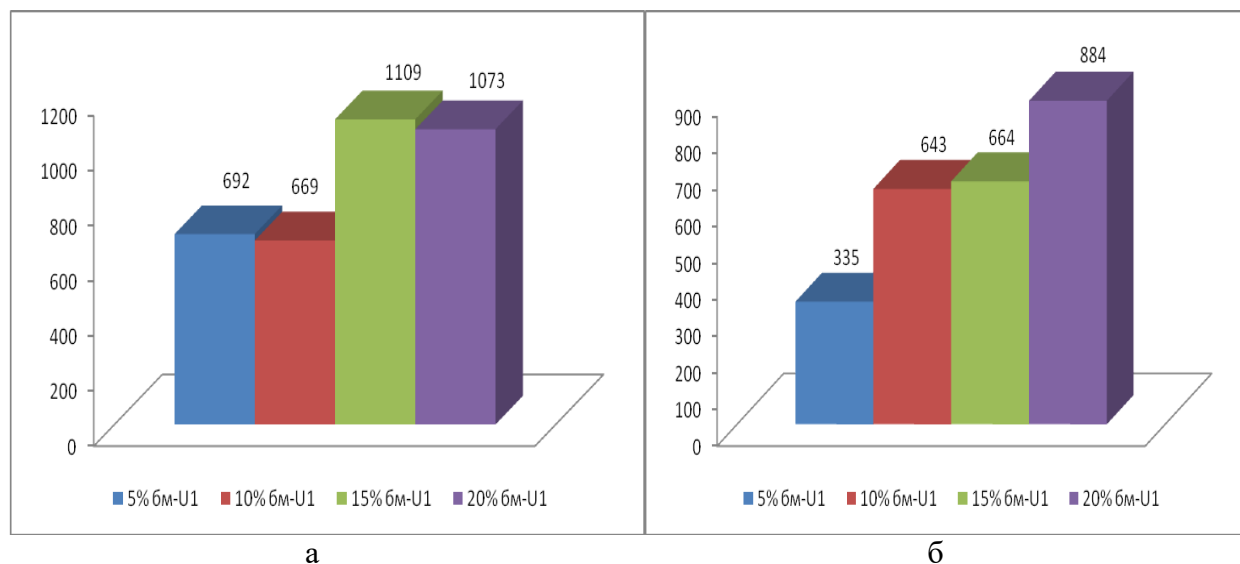
**Слика 75.** Калоријска вредност смеша биомасе IV клона са неконтаминираног (а) и контаминираног (б) станишта и угља U1 (kJ/kg)

Средње калоријске вредности разлике смеше неконтаминиране биомасе и угља U1 су варирали од 692 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 1073 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 622 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 1125 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 86; Сл. 76а).

Средње калоријске вредности разлике смеше контаминиране биомасе и угља U1 су биле од 335 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 884 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 292 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 961 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 86; Сл. 76б).

**Табела 86.** Разлика калоријске вредности смеша угљ-биомаса IV клона са неконтаминираног и контаминираног станишта и угља U1 (kJ/kg)

Неконтаминиране					Контаминиране				
Процент биомасе	5%	10%	15%	20%	Процент биомасе	5%	10%	15%	20%
Топлотна разлика	762	792	1106	1125	Топлотна разлика	402	659	720	961
	622	708	1074	991		311	630	599	856
	692	558	1147	1102		292	640	673	835
Мин.	<b>622</b>	558	1074	991	Мин.	292	630	599	835
Макс.	762	792	1147	<b>1125</b>	Макс.	402	659	720	961
Ст. Дев.	70	118	36	71	Ст. Дев.	58	14	61	67
<b>Ср.вред.</b>	<b>692</b>	<b>669</b>	<b>1109</b>	<b>1073</b>	<b>Ср.вред.</b>	<b>335</b>	<b>643</b>	<b>664</b>	<b>884</b>



**Слика 76.** Разлика калоријске вредности смеша угљ-биомаса IV клона са неконтаминираног (а) и контаминираног (б) станишта и угља U1 (kJ/kg)

### 5.6.7.11. Одређивање калоријских вредности неконтамиране и контамиране биомасе IV клона и угља U2

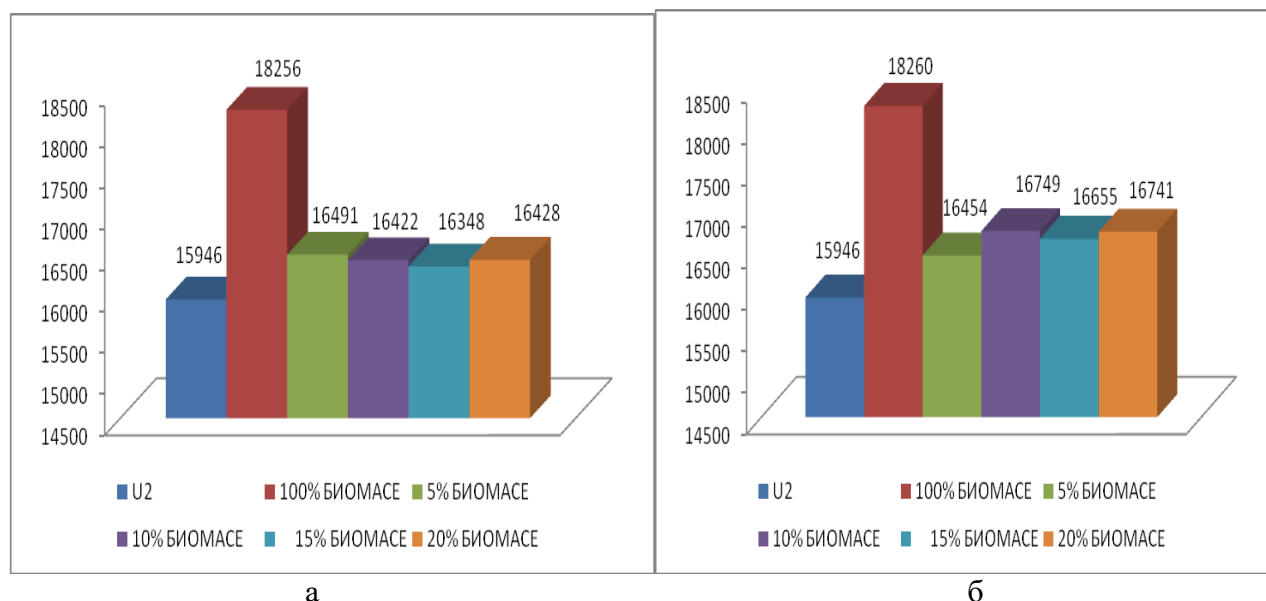
Средње калоријске вредности смеше неконтамиране биомасе и угља U2 су варирали од 16491 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 16428 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања

калоријска вредност је износила 16472 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 16476 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 87; Сл. 77а).

Средње калоријске вредности смеше контаминиране биомасе и угља U2 су износиле од 16454 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 16741 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 16437 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 16772 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 87; Сл. 77б).

**Табела 87.** Калоријска вредност лигнита, биомасе и смеша биомасе IV клона са неконтаминираног и контаминираног станишта и угља U2 (kJ/kg)

Неконтаминиране						
Процент биомасе	U2	100% БИОМАСЕ	5% БИОМАСЕ	10% БИОМАСЕ	15% БИОМАСЕ	20% БИОМАСЕ
	15902	18244	16506	16401	16357	16401
	15978	18209	16472	16476	16319	16476
	15958	18232	16495	16389	16368	16407
Мин.	15902	18209	16472	16389	16319	16401
Макс.	15978	18244	16506	16476	16368	16476
Ст. дев.	39	17	17	47	25	41
<b>Ср.вред.</b>	<b>15946</b>	<b>18256</b>	<b>16491</b>	<b>16422</b>	<b>16348</b>	<b>16428</b>
Контаминиране						
	15902	18269	16446	16750	16644	16737
	15978	18247	16479	16774	16637	16772
	15958	18265	16437	16723	16684	16714
Мин.	15902	18247	16437	16723	16637	16714
Макс.	15978	18269	16479	16774	16684	16772
Ст. дев.	39	11	22	25	25	29
<b>Ср.вред.</b>	<b>15946</b>	<b>18260</b>	<b>16454</b>	<b>16749</b>	<b>16655</b>	<b>16741</b>



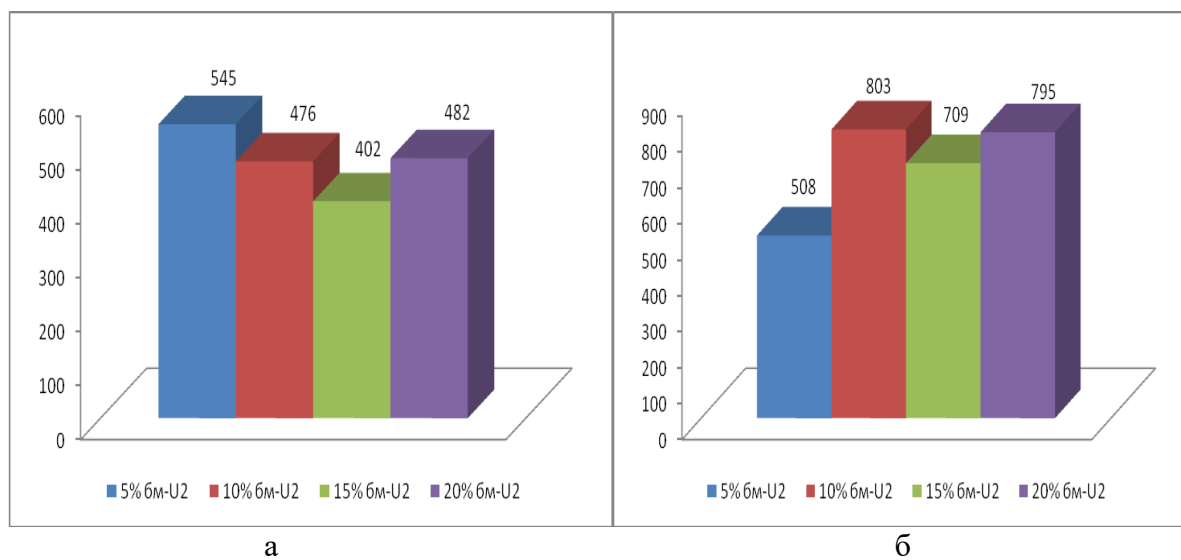
**Слика 77.** Калоријска вредност смеша биомасе IV клона са неконтаминираног (а) и контаминираног (б) станишта и угља U2 (kJ/kg)

Средње калоријске вредности разлике смеше неконтaминирaне биомасе и угља U2 су биле од 545 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 482 kJ/kg (за 20% додате биомасе) (табела 88). Најмања калоријска вредност је износила 494 kJ/kg за додaтих 5% биомасе, а највећа је износила 499 kJ/kg, за додaтих 20% биомасе (Таб. 88; Сл. 78а).

Средње калоријске вредности разлике смеше контaминирaне биомасе и угља U2 су варирале од 508 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 795 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 479 kJ/kg за додaтих 5% биомасе, а највећа је износила 835 kJ/kg, за додaтих 20% биомасе (Таб. 88; Сл. 78б).

**Табела 88.** Разлика калоријске вредности смеша угaљ-биомаса IV клона са неконтaминирaног и контaминирaног стaништа и угља U2 (kJ/kg)

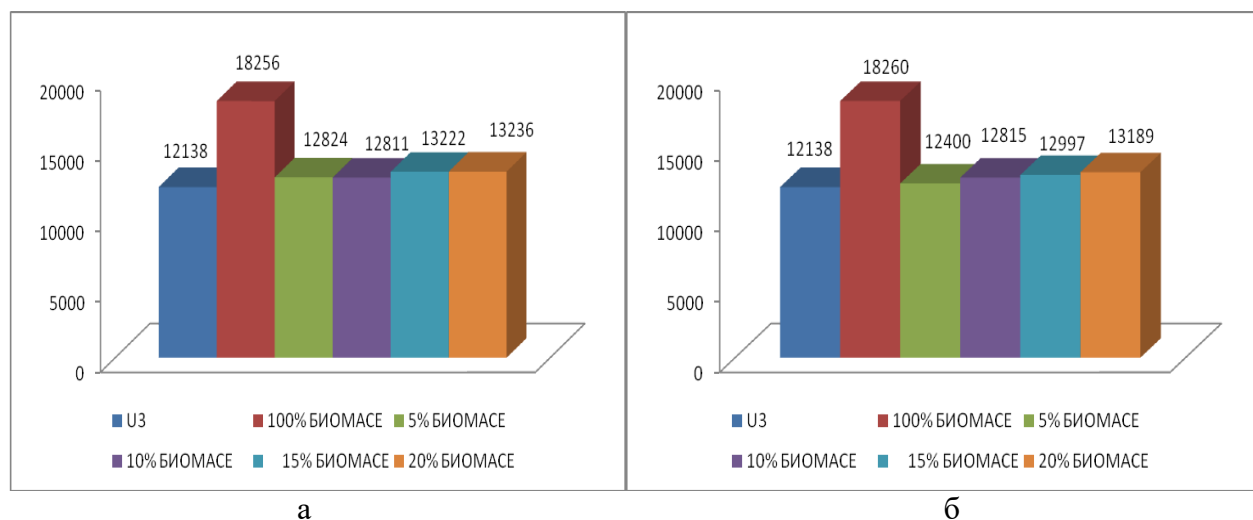
Неконтaминирaне					Контaминирaне				
Процент биомасе	5%	10%	15%	20%	Процент биомасе	5%	10%	15%	20%
Топлотна разлика	604	499	455	499	Топлотна разлика	544	848	742	835
		498	341	498		501	796	659	794
	537	431	410	449		479	765	726	756
Мин.	494	431	341	449	Мин.	479	765	659	756
Макс.	604	499	455	499	Макс.	544	848	742	835
Ст. Дев.	55	38	57	28	Ст. Дев.	33	41	44	39
<b>Ср.вред.</b>	<b>545</b>	<b>476</b>	<b>402</b>	<b>482</b>	<b>Ср.вред.</b>	<b>508</b>	<b>803</b>	<b>709</b>	<b>795</b>



**Слика 78.** Разлика калоријске вредности смеша угaљ-биомаса IV клона са неконтaминирaног (а) и контaминирaног (б) стaништа и угља U2 (kJ/kg)

### 5.6.7.12. Одређивање калоријских вредности неконтамиране и контамиране биомасе IV клона и угља U3

Средње калоријске вредности смеше неконтамиране биомасе и угља U3 су варирале од 12824 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 13236 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 12801 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 13276 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 89; Сл. 79а).



Слика 79. Калоријска вредност смеша биомасе IV клона са неконтаминираног (а) и контаминираног (б) станишта и угља U3 (kJ/kg)

Табела 89. Калоријска вредност лигнита, биомасе и смеша биомасе IV клона са неконтаминираног и контаминираног станишта и угља U3 (kJ/kg)

Неконтаминиране						
Процент биомасе	U3	100% БИОМАСЕ	5% БИОМАСЕ	10% БИОМАСЕ	15% БИОМАСЕ	20% БИОМАСЕ
	12070	18243	12849	12839	13257	13276
	12186	18251	12801	12798	13217	13203
	12159	18274	12822	12796	13192	13229
Мин.	12070	18243	12801	12796	13192	13203
Макс.	12186	18274	12849	12839	13257	13276
Ст. дев.	60	16	24	24	32	37
<b>Ср.вред.</b>	<b>12138</b>	<b>18256</b>	<b>12824</b>	<b>12811</b>	<b>13222</b>	<b>13236</b>
Контаминиране						
	12070	18 269	12388	12808	12993	13193
	12186	18247	12431	12839	13019	13163
	12159	18265	12381	12798	12979	13211
Мин.	12070	18247	12381	12798	12979	13163
Макс.	12186	18269	12431	12839	13019	13211
Ст. дев.	60	11	27	21	20	24
<b>Ср.вред.</b>	<b>12138</b>	<b>18260</b>	<b>12400</b>	<b>12815</b>	<b>12997</b>	<b>13189</b>

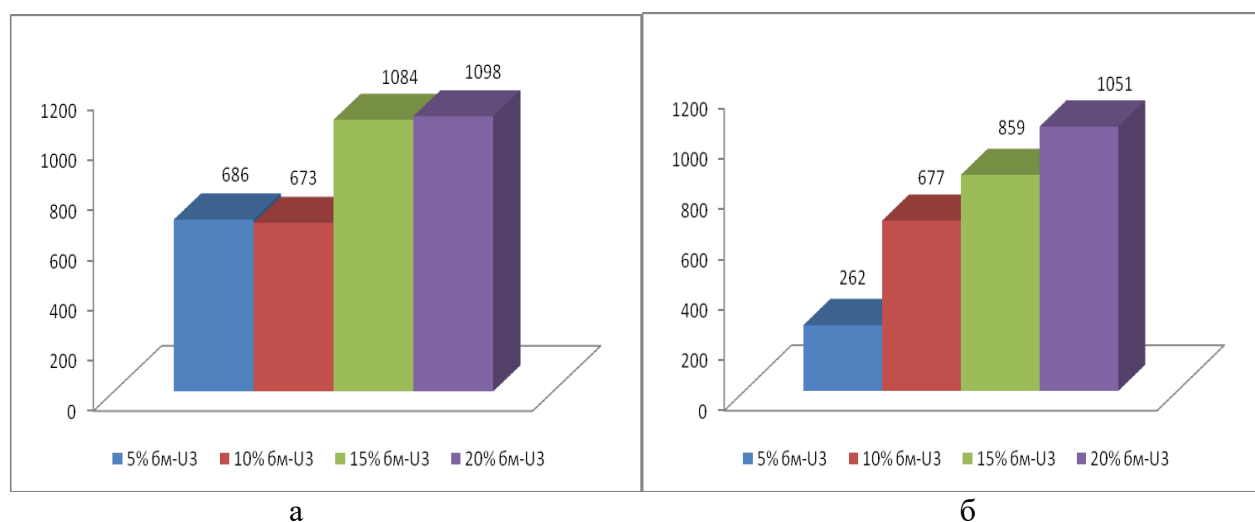
Средње калоријске вредности смеше контаминане биомасе и угља U3 су биле од 12400 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 13189 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 12381 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 13211 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 89; Сл. 79б).

Средње калоријске вредности разлике смеше неконтаминане биомасе и угља U3 су износиле од 686 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 1098 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 615 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 1206 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 90; Сл. 80а).

Средње калоријске вредности разлике смеше неконтаминане биомасе и угља U3 су биле од 262 kJ/kg (за 5% додате биомасе) до 1051 kJ/kg (за 20% додате биомасе). Најмања калоријска вредност је износила 222 kJ/kg за додатих 5% биомасе, а највећа је износила 1123 kJ/kg, за додатих 20% биомасе (Таб. 90; Сл. 80б).

**Табела 90.** Разлика калоријске вредности смеша угаљ-биомаса IV клона са неконтаминаног станишта и угља U3 (kJ/kg)

Неконтаминане					Контаминане				
Процент биомасе	5%	10%	15%	20%	Процент биомасе	5%	10%	15%	20%
Топлотна разлика	779	769	1187	1206	Топлотна разлика	318	738	923	1123
	615	612	1031	1017		245	653	833	977
	663	637	1033	1070		222	639	820	1052
Мин.	615	612	1031	1017	Мин.	222	639	820	977
Макс.	779	769	1187	1206	Макс.	318	738	923	1123
Ст. Дев.	84	84	89	97	Ст. Дев.	50	53	56	73
<b>Ср.вред.</b>	<b>686</b>	<b>673</b>	<b>1084</b>	<b>1098</b>	<b>Ср.вред.</b>	<b>262</b>	<b>677</b>	<b>859</b>	<b>1051</b>



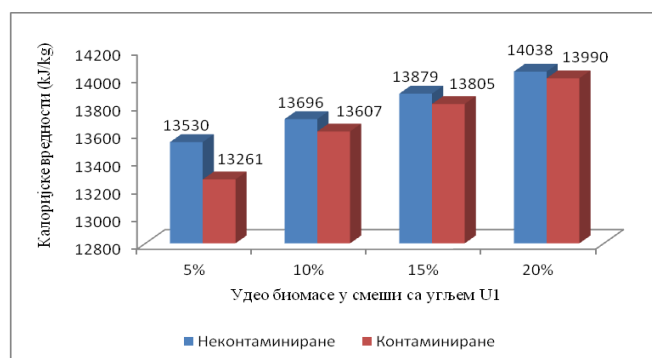
**Слика 80.** Разлика калоријске вредности смеша угаљ-биомаса IV клона са неконтаминаног (а) и контаминаног (б) станишта и угља U3 (kJ/kg)



На основу средњих калоријских вредности свих клонова неконтаминиране биомасе у процесу косагоревања са угљем U1, најмања вредност је код 5% (13530 kJ/kg), а највећа код 20% биомасе (14038 kJ/kg). Вредности истих односа контаминиране биомасе дају мање вредности, а самим тим и мању топлотну разлику између угља и смеђе угља и биомасе (Таб. 91; Сл. 81).

**Табела 91.** Калоријска вредност смеша биомасе свих клонова са неконтаминираног и контаминираног станишта са угљем U1 (kJ/kg)

Неконтаминиране					Контаминиране				
Клон	5%	10%	15%	20%	Клон	5%	10%	15%	20%
I	13556	13804	13714	14005	I	13113	13534	13758	13957
II	13476	13733	13859	13970	II	13279	13819	13936	14123
III	13420	13601	13857	14129	III	13342	13457	13886	14019
IV	13667	13644	14084	14048	IV	13310	13618	13639	13859
<b>Просек</b>	<b>13530</b>	<b>13696</b>	<b>13879</b>	<b>14038</b>	<b>Просек</b>	<b>13261</b>	<b>13607</b>	<b>13805</b>	<b>13990</b>

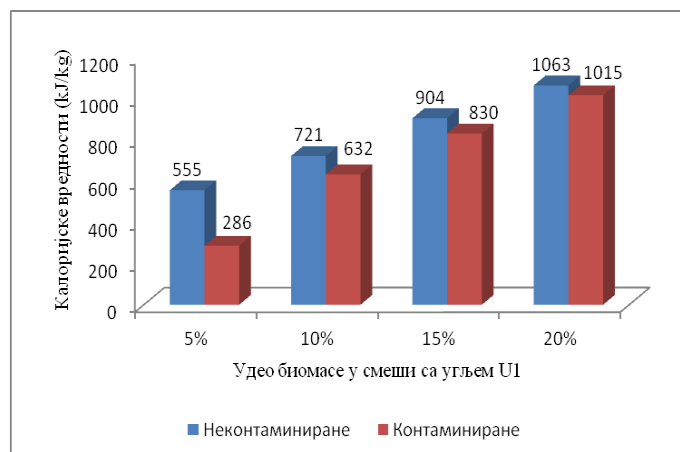


**Слика 81.** Просечне калоријске вредности смеше узорка угља U1 и свих клонова гајених у неконтаминираном и контаминираном земљишту без обзира на клон

Резултати указују да већу калоријску вредност дају смеше неконтаминиране биомасе са угљем у поређењу са истим генотиповима који су гајени у контаминираном земљишту (Таб. 92; Сл. 82)

**Табела 92.** Калоријска разлика ( $\Delta$ ) између угља (U1) и додате биомасе свих клонова са неконтаминираног и контаминираног станишта (kJ/kg)

Неконтаминиране					Контаминиране				
Клон	5%	10%	15%	20%	Клон	5%	10%	15%	20%
I	581	829	739	1030	I	138	559	783	982
II	501	758	884	995	II	304	844	961	1148
III	445	626	882	1154	III	367	482	911	1044
IV	692	669	1109	1073	IV	335	643	664	884
<b>Просек</b>	<b>555</b>	<b>721</b>	<b>904</b>	<b>1063</b>	<b>Просек</b>	<b>286</b>	<b>632</b>	<b>830</b>	<b>1015</b>



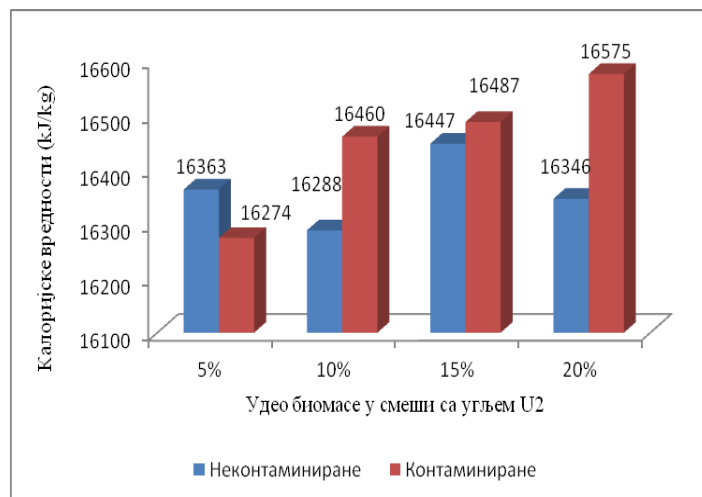
**Слика 82.** Калоријска разлика ( $\Delta$ ) између угља (U1) и додате биомасе свих клонова са неконтаминираног и контаминираног станишта (kJ/kg)

**Табела 93.** Калоријска вредност смеша биомасе свих клонова са неконтаминираног и контаминираног станишта са угљем U2 (kJ/kg)

Неконтаминиране					Контаминиране				
Клон	5%	10%	15%	20%	Клон	5%	10%	15%	20%
I	16179	16470	16344	16346	I	16262	16248	16530	16468
II	16401	15987	16565	16254	II	16230	16365	16364	16584
III	16380	16273	16532	16354	III	16151	16479	16400	16507
IV	16491	16422	16348	16428	IV	16454	16749	16655	16741
<b>Просек</b>	<b>16363</b>	<b>16288</b>	<b>16447</b>	<b>16346</b>	<b>Просек</b>	<b>16274</b>	<b>16460</b>	<b>16487</b>	<b>16575</b>

Резултати косагоревања смеше неконтаминиране и контаминиране биомасе са узорком угља U2 указују на нешто већу калоријску вредност контаминираних врба од неконтаминираних при уделу биомасе 10,15, 20 % (Сл. 83).

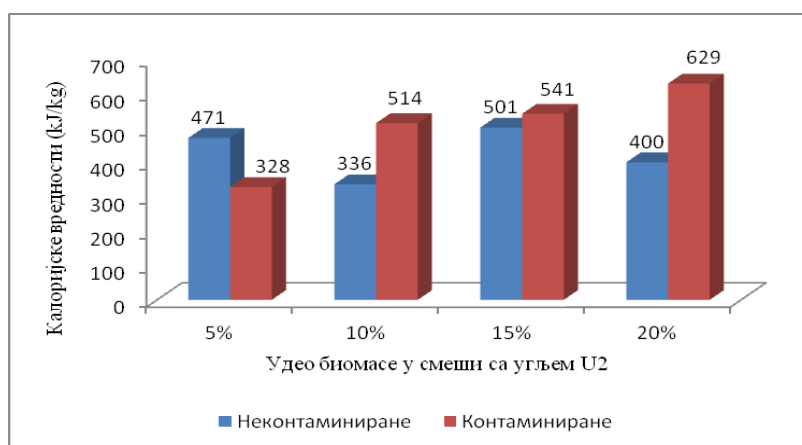
Биомаса контаминираних врба, сва три генотипа беле врбе *Salix alba*, у смеши са угљем U2 даје већу калоријску вредност у косагоревању у поређењу са истим врбама гајеним на неконтаминираном земљишту. Код кошарасте врбе (*Salix viminalis*), биомасу контаминираних врба карактерише мања калоријска вредност у поређењу са неконтаминираним врбама.



**Слика 83.** Калоријска вредност смеша биомасе свих клонова са неконтаминираног станишта у лигниту са поља U2 (kJ/kg)

**Табела 94.** Калоријска разлика ( $\Delta$ ) између угља (U2) и додате биомасе свих клонова са неконтаминираног и контаминираног станишта (kJ/kg)

Неконтаминиране					Контаминиране				
Клон	5%	10%	15%	20%	Клон	5%	10%	15%	20%
I	233	524	398	400	I	316	302	584	522
II	455	18	619	308	II	284	419	418	638
III	434	327	586	408	III	205	533	454	561
IV	545	476	402	482	IV	508	803	709	795
<b>Просек</b>	<b>417</b>	<b>336</b>	<b>501</b>	<b>400</b>	<b>Просек</b>	<b>328</b>	<b>514</b>	<b>541</b>	<b>629</b>



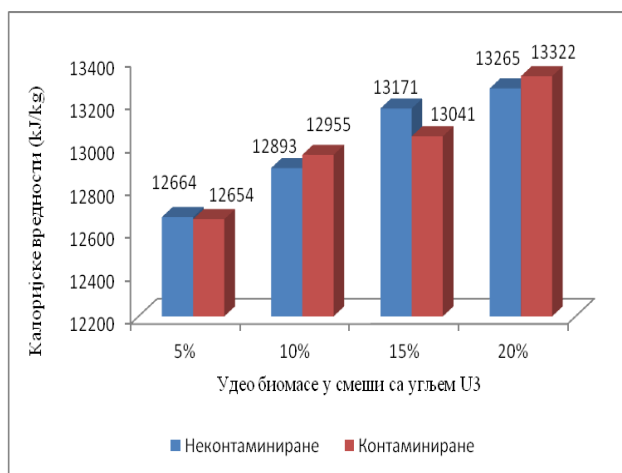
**Слика 84.** Калоријска разлика ( $\Delta$ ) између угља (U2) и додате биомасе свих клонова са неконтаминираног и контаминираног станишта (kJ/kg)

Поређењем резултата свих клонова (Сл. 109), код угља U3 уочавају се две групе. Прву групу чине II и IV клон које карактерише већа количина калоријске вредности при

косагоревању контаминирание биомасе у поређењу са неконтаминираниом. Другу групу чине I и III клон код којих се ситуација обрнута.

**Табела 95.** Калоријска вредност смеша биомасе свих клонова са неконтаминираниог и контаминираниог станишта са угљем U3 (kJ/kg)

Неконтаминирание					Контаминирание				
Клон	5%	10%	15%	20%	Клон	5%	10%	15%	20%
I	12645	12802	13225	13182	I	12822	13159	13221	13502
II	12545	13116	13155	13272	II	12645	12927	12863	13249
III	12642	12843	13083	13368	III	12747	12918	13084	13346
IV	12824	12811	13222	13236	IV	12400	12815	12997	13189
<b>Просек</b>	<b>12664</b>	<b>12893</b>	<b>13171</b>	<b>13265</b>	<b>Просек</b>	<b>12654</b>	<b>12955</b>	<b>13041</b>	<b>13322</b>

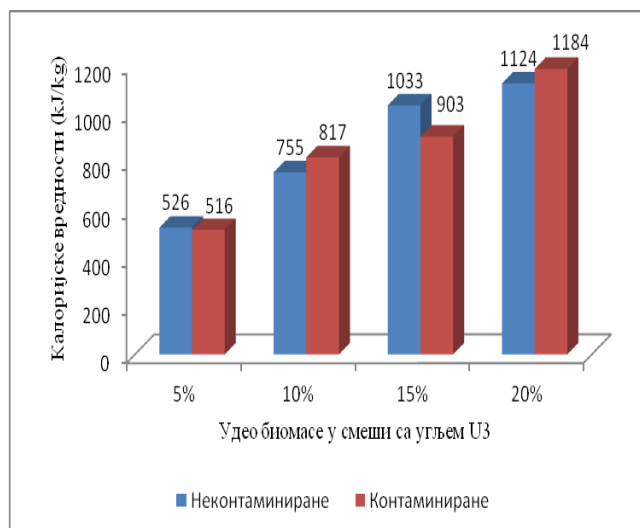


**Слика 85.** Калоријска разлика ( $\Delta$ ) између угља (U3) и додате биомасе свих клонова са неконтаминираниог и контаминираниог станишта (kJ/kg)

Разлике у калоријским вредностима указују да нема посебно велике разлике у топлотним вредностима између неконтаминирание и контаминирание биомасе.

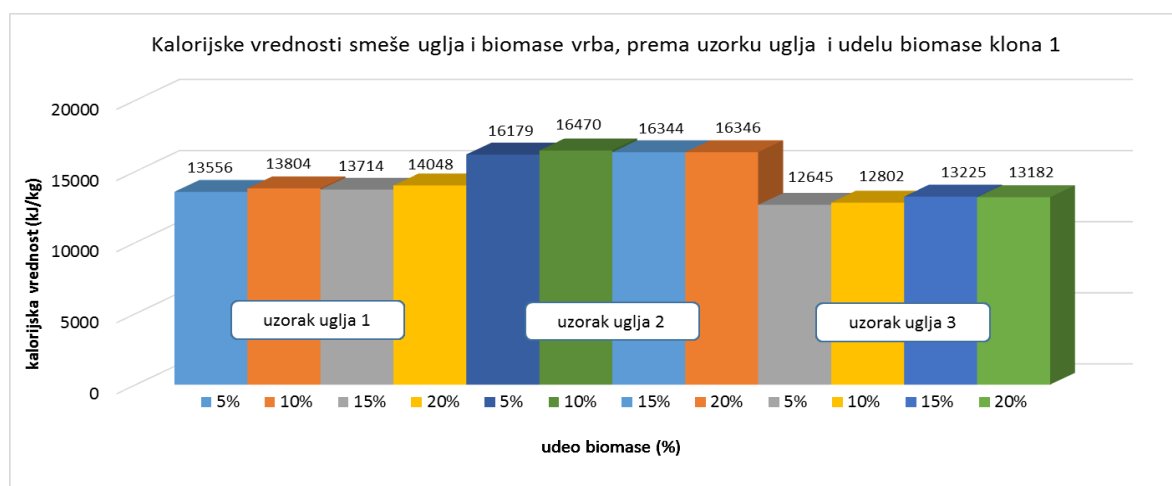
**Табела 96.** Калоријска разлика ( $\Delta$ ) између угља (U3) и додате биомасе свих клонова са неконтаминираниог и контаминираниог станишта (kJ/kg)

Неконтаминирание					Контаминирание				
Клон	5%	10%	15%	20%	Клон	5%	10%	15%	20%
I	507	664	1087	1044	I	684	1021	1083	1364
II	407	978	1017	1134	II	507	789	725	1111
III	504	705	945	1220	III	609	780	946	1208
IV	686	673	1084	1098	IV	262	677	859	1051
<b>Просек</b>	<b>526</b>	<b>755</b>	<b>1033</b>	<b>1124</b>	<b>Просек</b>	<b>516</b>	<b>817</b>	<b>903</b>	<b>1184</b>

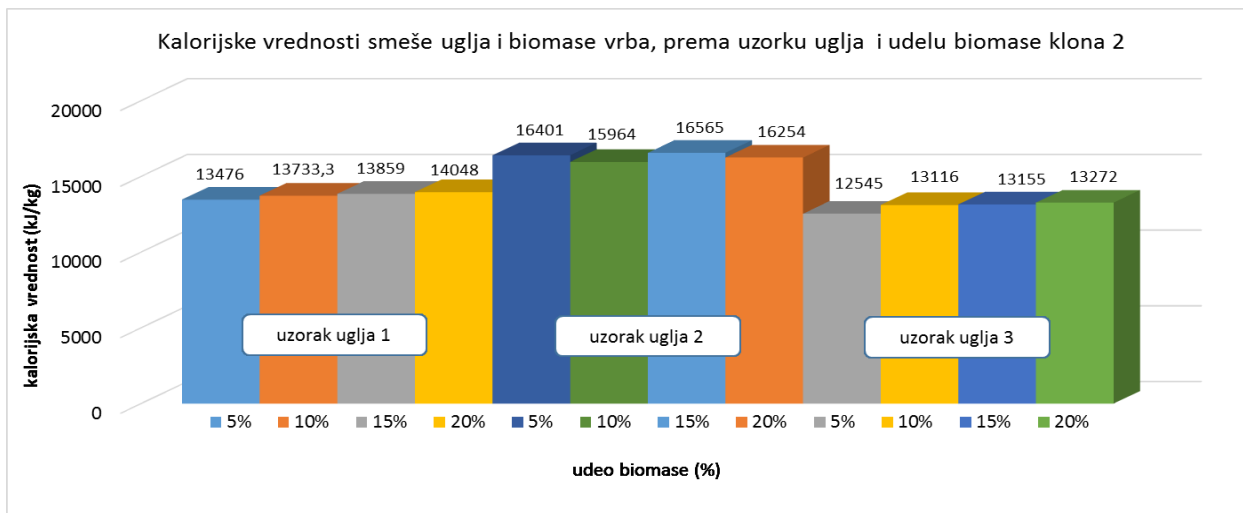


Слика 86. Калоријска разлика ( $\Delta$ ) између угља (U3) и додате биомасе свих клонова са неконтаминираног станишта (kJ/kg)

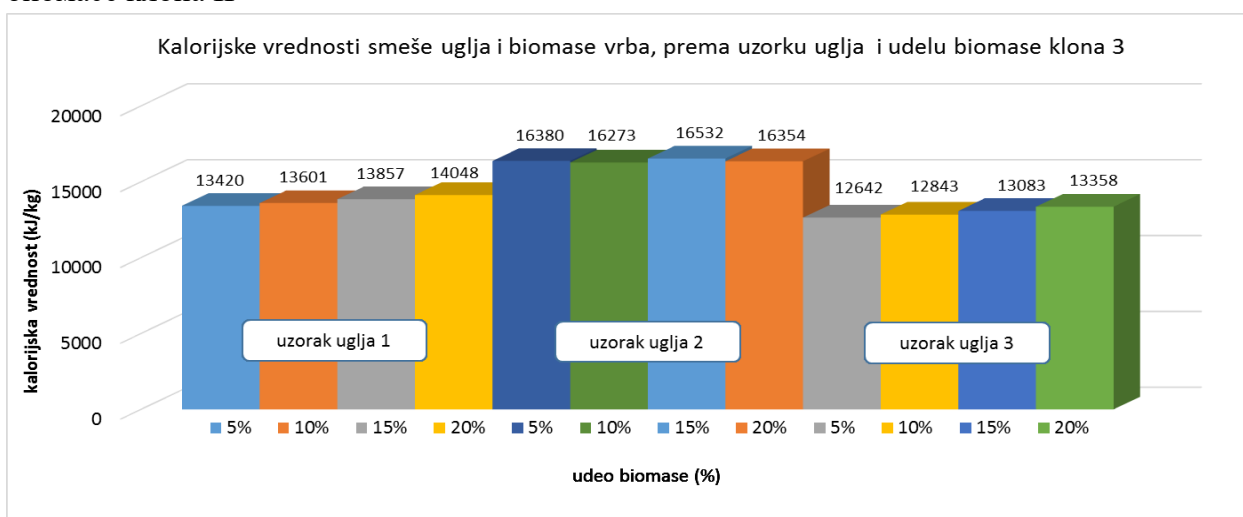
На основу калоријских вредности смеша неког од трију узорка угља у косагоревању са контаминираном биомасом неког од четири генотипа врба (у уделу 5%, 10%, 15%, или 20%), представљен је преглед резултата о могућности побољшања калоријске вредности угља биомасом. На основу резултата (Сл. 87, 88, 89 и 90) се може уочити да су највеће калоријске вредности смеша различитих клонова врба и узорка угља изражене код најквалитетнијег угља U2, што се и могло очекивати, док су најмање калоријске вредности биле код најмање квалитетног угља U3.



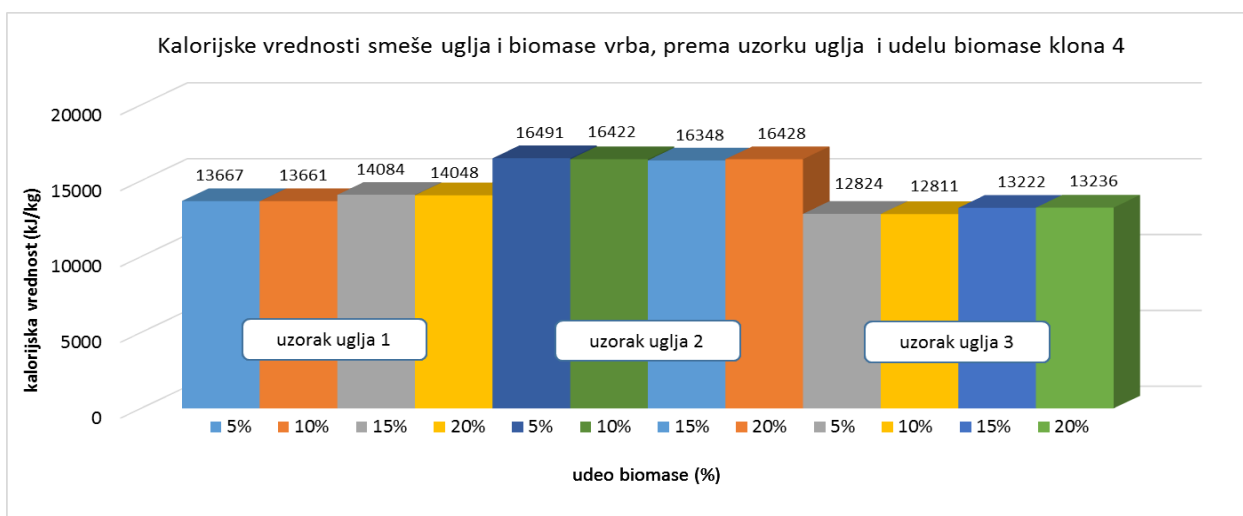
Слика 87. Калоријске вредности смеше угља и биомасе врба према узорку угља и уделу биомасе клона 1



Слика 88. Калоријске вредности смеше угља и биомасе врба према узорку угља и уделу биомасе клона II



Слика 89. Калоријске вредности смеше угља и биомасе врба према узорку угља и уделу биомасе клона III



Слика 90. Калоријске вредности смеше угља и биомасе врба према узорку угља и уделу биомасе клона IV

На основу свих анализа, проценат увећања биомасе у смеси са лигнитом, није у линеарној зависности са калоријским увећањем. Другим речима, смеша лигнита са 20% биомасе не обезбеђује линеарно увећање калоријске вредности, у поређењу са смешом лигнита и 5% додате биомасе. Ово јасно показује, да је економски исплативија употреба смеше лигнита и мањег процента биомасе, у процесу производње енергије.

Ако посматрамо са економског становишта, односно уколико говоримо о директној апликативности резултата овог истраживања, може се рећи да постоји могућност велике материјалне уштеде управо ако се користе мање количине биомасе која би косагоревала са нискокалоричним угљем и на тај начин га учинила прихватљивим за употребу у већ постојећим постројењима за проиводњу енергије, било електричне или топлотне. Биомаса би могла да има и улогу супституента мазута у термоелектранама, који се управо користи за повећање калоријске вредности нискокалоричног угља, при чему би се поред високе материјалне уштеде (јер је мазут знатно скупљи од биомасе) вршила и заштита животна средине, јер је поменути мазут изузетно велики загађивач.

Косагоревање подразумева процес у којем се кориси више од једног горива у циљу добијања енергије. Поред тога сагоревањем биомасе и угља смањује се количина издвајања сумпора и других једињења уз истовремену финансијску добит електрана (Sahu,2014). Savolainen (2003) истиче да је са концептом косагоревања биомасе и угља могуће заменити од 5-30% угља обновљивим горивима - биомасом. Нови систем косагоревања је успешно тестиран у финској електрани током јесени 2002 и користио је 10% биомасе за косагоревање. Добијени резултати који истичу употребу нижих удела биомасе у косагоревању са угљем су у сагласности са њиховим резултатима.

Енергетска инфраструктура која постоји у Пољској омогућава коришћење потенцијала биомасе, који је релативно јефтино гориво, са ниским трошковима (Dzikuć, et al., 2014; Brzezińska-Rawa, et al. 2014). Dzikuć, Piwowar (2016) указују на коришћење ниских удела биомасе у косагоревању са угљем (5%, 6% и 7%) у термоелектранама у Пољској, тако да су ови добијени резултати у сагласности са њиховим резултатима. Они истичу да је најбоља солуција коришћење дрвне биомасе, али да је опција транспорта биомасе са већих удаљености неповољна са економске и еколошке стране. Управо зато је најповољније решење формирање енергетских плантажа у близини енергетских система како би се умањили трошкови транспорта.

Средње калоријске вредности смеша угља и биомасе врба кретале су се од 12400 kJ/kg (узорак угља 3 са 5% биомасе клона IV) до 16749 kJ/kg (узорак угља 2 са 10% биомасе клона IV) у зависности од испитиваног генотипа (клона), узорка угља и удела биомасе. Минимална калоријска вредност је забележена за узорак угља 3 са 5% биомасе клона IV и износила је 12381 kJ/kg, а максимална – за узорак угља 2 са 10% биомасе клона IV (16774 kJ/kg). За калоријске вредности анализираних смеша угља са биомасом, установљене су ниске вредности коефицијента варијације ( $CV=0,09-1,40\%$ ).

Према резултатима анализе варијансе (ANOVA), средње вредности утврђене за калоријску вредност смеша узорака угља са биомасом клонова врба се међу собом статистички значајно разликују ( $n = 0,0000$ ), образујући 3 хомогене групе (Таб.66). На основу група, може се констатовати да побољшање калоријске вредности угља биомасом врба зависи од узорка угља, генотипа и удела биомасе, тако да се смеше узорка угља 2 са 10% или 20% биомасе клона IV одликују највећом калоријском вредношћу, а смеша узорка угља 3 са

5% биомасе клона IV – најмањом калоријском вредношћу. При томе се додатком само 5% биомасе клона IV узорку угља 2 добија солидно побољшање калоријске вредности угља (види хомогену групу  $e\phi$ ), јер се додатком упола или за  $\frac{3}{4}$  мање биомасе овога клона узорку угља 2 добија само 1,7–1,8% мање побољшање калоријске вредности угља.

Топлотне вредности угља и клонова врба јасно показују да постоје разлике, како између врста угља, тако и између клонова врба. Врста угља најмање доприноси повећању калоријске вредности када се додају клонови врба, што је и разумљиво имајући у виду да је то калоријски најбољи угаљ. Од клонова врба издвајају се IV и II клон, док су остала два слична. Додавање биомасе врба угљу најделотворније је код  $U_3$ , који је топлотно најлошији; затим код  $U_1$  и најзад код најквалитетнијег угља  $U_2$ , где је топлотна разлика 455 (kJ/kg) (таб. 97).

**Табела 97.** Средња вредност калоријских разлика ( $\bar{X}$ ) врста угља и клонова врба без обзира на удео биомасе врба (kJ/kg)

Врста угља	Клон 1	Клон 2	Клон 3	Клон 4	$\bar{X}$
$U_1$	794	797	776	886	<b>813</b>
$U_2$	388	539	438	452	<b>455</b>
$U_3$	825	883	843	885	<b>859</b>
$\bar{X}$	<b>669</b>	<b>740</b>	<b>685</b>	<b>741</b>	



## 6. ЗАКЉУЧАК

Ово истраживање има за циљ сагледавање потенцијала четири генотипа аутохтоних врба у фиторемедијацији тешких метала Cd, Pb, Ni, Cu, Cr и As, њиховој акумулацији, транслокацији и адаптацији. Морфолошки, физиолошки и анатомски показатељи послужили су у идентификацији најповољнијег клона, који би имао своју примену у фиторемедијацији контаминираног замљишта тешким металима, и производњи енергије кроз косагоревање са лигнитом.

Резултати истраживања доприносе познавању могућности коришћења различитих генотипова врба за фиторемедијацију земљишта и потврђују претпоставку да постоје разлике између генотипова врба у способности фитоекстракције одређених тешких метала из земљишта, што су информације које би требало узети у обзир приликом одабира генотипова врба за фиторемедијацију земљишта контаминираних тешким металима.

Идентификоване су значајне генотипске разлике клонова врба у висини како контролних биљака тако и биљака гајених на станишту са тешким металима. Тако су се висине биљака у контролној варијанти, на крају вегетације 2021 године, кретале од 206 cm код I клона до 293 cm код III клона, при чему су се сви клонови међусобно разликовали. Код клонова гајених на земљишту оптерећеном тешким металима, висине су у просеку износиле око 120 cm за све клонове, при чему се једино II клон издвајао са висином од 110 cm.

Може се закључити да постоје сигнификантне разлике у димензијама морфолошких параметара (пречник кореновог врата и висина), између врба гајених на контролном и контаминираном замљишту. Врбе гајене на контролном (незагађеном) земљишту, имају већи висински прираст и пречник, у поређењу са врбама гајеним на контаминираном земљишту.

Посматрајући пречник на крају вегетације у 2021. години, запажа се да се он кретао око 14 mm за клонове I, II и IV, при чему се једино издвајао клон III са 19,97 mm. Код клонова гајених на земљишту оптерећеном тешким металима, пречник је у просеку варирао од 8,3 mm до 10,6 mm, тј. пречник је био мањи код клонова гајених на земљишту оптерећеном тешким металима.

Када је реч о анатомским карактеристикама, анализиране су следеће: дужина влакана, ширина влакана, ширина лумена влакана, двострука дебљина ћелијског зида, ширина трахеја, ширина трака дрвета, висина трака дрвета, као и процентуални удео сржи, коре и дрвета. Добијени резултати показују значајно смањење удела коре и дрвета на контаминираном станишту код свих клонова изузев клона IV. Такође је установљено да повећана концентрација тешких метала има негативан утицај на ширину трахеја и висину трака дрвета (изузев код клона I – кошараста врба), док позитивно утиче на ширину трака дрвета. Код свих параметара дрвних влакана су већи резултати добијени на контролној парцели осим ширине лумена влакана које су имале веће средње вредности на контаминираном станишту за клонове II и IV. Узимајући у обзир свеукупне резултате, код клона IV су детектоване највеће средње вредности за 4 анатомска показатеља: дужина влакана, двострука дебљина ћелијског зида, ширина трахеја и висина трајка дрвета) на оба станишта, из чега произилази да би овај клон био најподеснији за коришћење у производњи пулпе, папира и целулозе. Засигурно да ови резултати доприносе бољем схватању понашања јувенилних садница врбе под утицајем контаминације тешким металима, као и како се то загађење рефлектује на њихова морфо-анатомска својства.

Највећи удео дрвета детектован је код клона IV за оба третмана, док је најмањи удео коре регистрован код клона I. Ово је још један показатељ који говори у прилог чињеници да, са аспекта анатомских карактеристика, клон IV има најбоља својства, јер највећа засупљеност дрвета говори да се камбијалне ћелије овог клона најбрже диференцирају и деле и да је процес ксилогенезе у овом случају најинтензивнији. На основу резултата проучаваних анатомских особина, може се уочити постојање велике зависности анатомских особина од клона и третмана.

Физиолошки показатељи, у првом реду интензитет фотосинтезе, чији је смисао претварање светлосне енергије у хемијску, показују да различити генотипови врба имају интензитет фотосинтезе зависан од испитиваних генотипова, а принос биомасе дрвета позитивно корелиран са укупном површином лишћа тј. фотосинтезом по биљци.

Резултати анализе варијансе и Фишеровог (LSD) теста су указали на постојање статистички значајних разлика између свих проучаваних клонова гајених на неконтаминираном земљишту, док су статистичке анализе података које се односе на биљни материјал узоркован у контаминираном земљишту указале на постојање три хомогене групе. Прву групу, са највећом средњом вредношћу површине листова, чини клон IV, другу групу чине клон I и III, док трећу групу, са најмањом средњом вредношћу површине листова, чини клон II.

Загађење станишта је статистички значајно утицало на фотосинтезу свих испитиваних клонова. Највећи интензитете фотосинтезе имао је клон број I ( $16,21 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ) а најмањи клон број 4, само  $10,33 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ . Поређење 4 генотипа врба на контролним варијантама јасно показује да између 3 клона (клон I, II и III), нема статистички значајних разлика у интензитету фотосинтезе, а да се од њих статистички једино разликује само IV клон ( $17,28 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ).

Резултати истраживања топлотне вредности указују да контаминација тешким металима не утиче битно на топлотну вредност биомасе врба.

На основу статистичке анализе може се рећи да је кошараста врба (*Salix viminalis*)-клон I показала најмањи енергетски потенцијал, док су клонови беле врбе (*Salix alba*), клон 347-клон 3 и клон NS 73/6, клон IV представљали клонове са највећим енергетским потенцијалом ( $18246 \text{ kJ/kg}$ ).

Калоријске вредности биомасе генотипова врба кретале су се око  $18000 \text{ (kJ/kg)}$  за оба третмана.

На основу података, може се закључити да побољшање калоријске вредности угља биомасом врба мање зависи од генотипа, а више од узорка угља и удела биомасе. На основу калоријских вредности трију узорака угља у косагоревању са биомасом четири клона врба у уделу 5%, 10%, 15%, или 20%, може се закључити да су сви клонови повећали калоријску вредност угља без обзира да ли су гајени на неконтаминираном или контаминираном станишту.

Топлотна разлика ( $\Delta$ ) између угља и смеше угља и додате биомасе клонова врба са контаминираног и неконтаминираног станишта ( $\text{kJ/kg}$ ) имала је блиску средину средина ( $\bar{X}$ ), при чему је контаминирана средина ( $\bar{X}$ ) износила  $682 \text{ kJ/kg}$ , а неконтаминирана  $694 \text{ (kJ/kg)}$ . Другим речима, вредности су им изузезно блиске. Добијени резултати јасно указују да контаминација тешким металима веома мало утиче на топлотну вредност биомасе врба, изузев приноса биомасе који је био знатно мањи од контролне варијанте.

Можемо издвојити клонове III и IV, као клонове са највишом биомасом у току експеримента. Контаминирано станиште смањује биомасу врба скоро за једну половину, а биљке у обе варијанте достижу време за сечу за 2-3 године. Топлотна енергија биомасе се не разликује значајно, између контаминираних и неконтаминираних биљака, већ само принос.

Усвајање тешких метала на контаминираним земљишту по елементима и органима било је у зависности од генотипа и врсте тешких метала. Тако су се тешки метали углавном депоновали у корену, па стаблу и листу, при чему се једино Cd највише усвајао од стране листа, затим корена и најзад стабла. Такође се могу уочити клонске разлике, па тако клонови II и IV су склони да депонују тешке метале више у односу на клонове I и III. Поред тога биљке са контаминираним станишта имају фиторемедијациону вредност и стабилишу земљиште својим кореновим системом.

CDA (каноничка дискриминантна анализа) три органа указује на постојање значајних физиолошких разлика између генотипова врба и њихових органа у погледу нивоа акумулирања ових тешких метала.

Бела и кошараста врба су хиперакумулаторске врсте тешких метала, имајући у виду значајне разлике у концентрацији тешких метала посебно никла (Ni), бакра (Cu) и кадмијума (Cd) између контаминираних и контролног биљног материјала.

У поређењу са осталим проучаваним генотиповима (кошараста врба и HC 73/6), Cd и хром (Cr) у највећој мери усваја клон 347 беле врбе, док унеколико слабије изражену способност акумулирања Cd има клон Б-44 исте врсте.

Постоји специфичност генотипова врба у фитоекстракцији тешких метала и њиховом акумулирању у различитим органима. Највећу способност накупљања Ni има корен, Cu – сви органи, а Cd – стабло и нарочито листови. Као орган са највећом способношћу акумулирања тешких метала издваја се корен, што значи да врбе имају ограничену способност транслокације тешких метала у надземне органе. Разлог доброг преживљавања врба на земљишту контаминираним тешким металима управо се састоји у задржавању тешких метала у корену и њиховој релативно слабој транслокацији у асимилационе органе.

Апсорпција Cu у корену (фитостабилизација) зависна је од генотипа врба, при чему већи потенцијал фитостабилизације овог тешког метала имају клонови 347, HC 73/6 и Б-44 беле врбе у поређењу са кошарастом врбом.

Највећу способност фитостабилизације Cd има клон HC 73/6 беле врбе, а способност фитоекстракције (акумулирања у надземним органима) има клон Б-44 исте врсте, што значи да бела врба има већи потенцијал акумулације Cd од кошарасте врбе.

Добијени резултати имају изузетно апликативан карактер у електропривреди у смислу да врбе које се користе за производњу биомасе са енергетских плантажа, истовремено могу вршити и рекултивацију земљишта на којем расту, а да им се не наруши енергетски потенцијал већ само принос биомасе. Апликативност резултата истраживања се такође огледа и у препоруци коришћења мањих количина биомасе, која би косагоревала са „лошим“ (нискокалоричним угљем) повећавајући му калоријску вредност, односно могла би да врши и улогу мазута који се користи у термоелектранама, а који је изузетно велики полутант. Могућност суспституције мазута биомасом би електропривреди обезбедила материјалну уштеду, док би се истовремено вршила заштита животне средине.

Косагоревање биомасе биљака у различитим процентима са угљем доводи до повећања калоријске вредности и смањења емисије CO<sub>2</sub>. Усвајање CO<sub>2</sub> током раста биљака

доводи до издвајања кисеоника, а у процесу сагоревања биомасе добија се неутралан баланс угљендиоксида. Поред тога сагоревањем биомасе и угља смањује се количина издвајања сумпора и побољшава финансијски ефекат електрана.

Резултати добијени у овој докторској дисертацији говоре о интердисциплинарном приступу (морфолошко-физиолошки, фитоекстрактивни, енергетски и анатомски аспект) и у великој мери доприносе бољем разумевању биокологије врба, а такође и имплицирају широк спектар употребе појединих клонова ове значајне врсте.

## 7. ЛИТЕРАТУРА

1. Aasamaa K, Heinsoo K, Holm B. (2010): Biomass production, water use and photosynthesis of *Salix* clones grown in a wastewater purification system. *Biomass Bioenergy* 34(6): 897–905.
2. Ali, H., Naseer M., Sajad M.A. (2012): Phytoremediation of heavy metals by *Trifolium alexandrinum*. *International Journal of Environmental Science* 2: 1459–1469.
3. Ali, W. (2009): Arsenite transport in plant. *Cell Mol Life Sci* 66:2329–2339.
4. Alkorta, I., Hernández-Allica, J., Becerril, J. M., Amezaga, I., Albizu, I., & Garbisu, C. (2004): Recent findings on the phytoremediation of soils contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc, cadmium, lead, and arsenic. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 3: 71–90.
5. Anderson A.T. (2002) Development of a Phytoremediation Handbook: Considerations for Enhancing Microbial Degradation in the Rhizosphere. Institute of Environmental and Human Health, Texas Tech University, Texas.
6. Arsenov, D. (2018): Fiziološki aspekti potencijala vrba (*Salix sp.*) u asistiranjoj fitoremedijaciji kadmijuma upotrebom limunske kiseline Doktorska disertacija-PMF, Novi Sad, 1-158.
7. Arsenov, D., Nikolić, N., Borišev, M., Župunski, M., Orlović, S., Pilipović, A. and Pajević, S. (2019): Greenhouse Assessment of Citric Acid-Assisted Phytoremediation of Cadmium by Willows (*Salix spp.*) Effect on Photosynthetic Performances and Metal Tolerance. *Baltic Forestry* 25(2): 203-212.
8. Awad, F., Römheld, V. (2000): Mobilization of heavy metals from contaminated calcareous soils by plant born, microbial and synthetic chelators and their uptake by wheat plants. *Journal of Plant Nutrition* 23: 1847-1855.
9. Backreedy, R.I., Fletcher, L.M., Jones, J.M., Ma, L., Pourkashanian, M., Williams, A. (2005): Co-firing pulverised coal and biomass: a modeling approach, *Proceedings of the Combustion Institute* 30, 2955-2964.
10. Baker, A.J.M. (1981): Accumulators and excluders—strategies in response of plants to heavy metals. *Journal of Plant Nutrition* 3: 643–654.
11. 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*, Boca Raton: Lewis, pp. 85-108.
12. Baker, A.J.M., Reeves, R.D., McGrath, S.P. (1991): In situ decontamination of heavy metal polluted soils using crops of metal accumulating plants – a feasibility study. In: Hinchee, R.E., Olfenbuttel, R.F. (Eds.). *In situ Bioreclamation*. ButterworthHeinemann Publishers, Stoneham, M.A., 539-544.
13. Barcan V, Kovnatsky E. (1998): Soil surface geochemical anomaly around the copper-nickel metallurgical smelter. *Water Air Soil Pollut*, 103:197-218.
14. Barceló J., Poschenrieder C. (2003): Phytoremediation: principles and perspectives. *Contributions to Science* 2 (3): 333–344.
15. Barceló, J., Cabot, C., Poschenrieder, C. (1986): Cadmium-induced decrease of water stress resistance in bush bean plants (*Phaseolus vulgaris* L. cv. Contender). II. Effects of Cd on endogenous abscisic acid levels. *Journal of Plant Physiology* 125: 27–34.
16. Barcelo, J., Poschenrieder, C. (1990): Plant water relations as affected by heavy metal stress: a review. *Journal of Plant Nutrition* 13, 1–37.
17. Baum, S., Bolte, A., Weih, M., (2012): Short Rotation Coppice (SRC) Plantations Provide Additional Habitats for Vascular Plant Species in Agricultural Mosaic Landscapes. *Bio-Energy Research* 5: 573–583. doi: 10.1007/s12155-012-9195-1.

18. Becerril, J. M., Munoz-Rueda, A., Aparicio-Tejo, P., Gonzales-Murua, C. (1988): The effects of cadmium and lead on photosynthetic electron transport in clover and lucerne. *Plant Physiology and Biochemistry* 26: 357–363.
19. Bian Z., Dong J., Lei S., Leng H., Mu S., Wang H. (2009): The impact of disposal and treatment of coal mining wastes on environment and farmland. *Environmental Geology*, Volume 58, Issue 3: 625–634, <https://doi.org/10.1007/s00254-008-1537-0>
20. 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*, New York: Wiley, 53-70.
21. Blaylock, M.J., Salt, D.E., Dushenkov, S., Zakharova, O., Gussman, C. (1997): Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil applied chelating agents. *Environmental Science & Technology* 31: 860–865.
22. Borišev, M. (2010): Potencijal klonova vrba (*Salix* spp.) u fitoekstrakciji teških metala; doktorska disertacija, Univerzitet u Novom Sadu, 1-188.
23. Borišev, M., Pajević, S., Nikolić, N., Pilipović, A., Krstić, B., Orlović, S. (2009): Phytoextraction of Cd, Ni, and Pb using four willow clones (*Salix* spp.). *Polish Journal of Environmental Studies* 4: 553-561.
24. Börjesson, P., Berndes, G. (2006): The prospects for willow plantations for wastewater treatment in Sweden. *Biomass Bioenergy*, 30: 428-438.
25. Bouman and Sylliboy, (2012): Biomass allocation and photosynthetic capacity of willow varieties. *Forstarchiv* 83, Heft 4: 139-143.
26. Bowen, H.J.M. (1966): *Trace Element in Biochemistry*, Academic Press, London.
27. Bowman, W D. (1994): Shoot growth dynamics and photosynthetic response to increased nitrogen availability in the alpine willow *salix-glauca* / W. D. Bowman, R. T. Conant, *Oecologia*. Vol. 97(1), 93–99,185.
28. Boyd R.S., Martens S.N. (1994): Nickel hyperaccumulated by *Thlaspi montanum* var. *montanum* is acutely toxic to an insect herbivore. *Oikos* 70: 21–25.
29. Boyer, J.S. (2015): Impact of cuticle on calculations of the CO<sub>2</sub> concentration inside leaves. *Planta* 242, 1405-1412.
30. Brieger, G., Wells, J.R., Hunter, R.D. (1992): Content in fly ash ecosystem. *Water Air. Soil Pollut.* 63: 87–103.
31. Brooks, R. R. (1998): Geobotany and hyperaccumulators. In R. R. Brooks (Ed.), *Plants that hyper-accumulate heavy metals*. Wallingford: CAB International, 55–94.
32. Brzezińska-Rawa, A., Goździewicz-Biechońska, J. (2014): Recent developments in the wind energy sector in Poland. *Renew Sustain Energy Rev*, 38, 79–87.
33. Бутько, В.А. Пашинский, В.А. Родькин, О.И. Крстич Б (2015) Экологическая оценка сжигания биомассы клонов ивы . *Энергоэффективность*, Мн.: № 8, с. 26-30.
34. Campos, M., Merino, I., Casado, R., Pacios, L. F., Gómez, L. (2008): Review. Phytoremediation of organic pollutants. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 6 (Special issue), 38–47.
35. Cao, Y., Tanac, Q., Zhang, F., Maa, C., Xiao, J., Chen, G. (2022): Phytoremediation potential evaluation of multiple *Salix* clones for heavy metals (Cd, Zn and Pb) in flooded soils. *Sci. Total Environ*; 813, 152482.
36. Cencelj, J. (1966): *Određivanje reakcije zemljišta. Priručnik za ispitivanje zemljišta, Knjiga I, Hemijske metode ispitivanja zemljišta, Jugoslovensko društvo za ispitivanje zemljišta, Beograd, 78-86.*
37. Chandra, K.S., Kamala, C.T., Chary, N.S., Mukherjee, A.,B. (2007): Arsenic accumulation by *Thalinum cuneifolium*: application for phytoremediation of arsenic-contaminated soils of Patancheru, Hyderabad, India. In: Bhattacharaya P, Mukherjee AB, Bundschuh B,

- Zevenhoven R, Loeppert RH (eds) Arsenic in groundwater and environment: trace metals and other contaminants in the environment, vol 9. Elsevier, Amsterdam, 315–338.
38. Chaney R.L., Li Y.M., Angle J.S., Baker A.J.M., Reeves R.D., Brown S.L., Homer F.A., Malik M., Chin M. (1999): Improving metal-hyperaccumulators wild plants to develop commercial phytoextraction systems: Approaches and progress. In *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*, eds. N. Terry, G.S. Bañuelos, CRC Press, Boca Raton, FL.
  39. Chaney, R.L. (1983): Plant uptake of inorganic waste constituents. In: Parr, J.F.E.A. (Ed.), *Land Treatment of Hazardous Wastes*. Noyes Data Corp., Park Ridge, NJ, 50–76.
  40. Chaney, R.L., Li, Y.M., Brown, S.L., Homer, F.A., Malik, M., Chin, M. (2000): Improving metal hyperaccumulator wild plants to develop commercial phytoextraction systems: approaches and progress. In: Terry, N., Bañuelos, G. (Eds.). *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*, Boca Raton: Lewis, 129-158.
  41. Chaudhry, T.M., Hayes, W.J., Khan, A.G., Khoo, C.S. (1998): Phytoremediation - focusing on accumulator plants that remediate metal-contaminated soils. *Australasian Journal of Ecotoxicology* 4: 37–51.
  42. Chehregani A., Malayeri B.E. (2007): Removal of heavy metals by native accumulator plants. *Int. J. Agri. Biol.* 9: 462–465.
  43. Chen, C., Huang, D., Liu, J. (2009): Functions and toxicity of nickel in plants: recent advances and future prospects. *Clean*, 37: 304-13.
  44. Cherrey, A., Chaignon, V., Hinsinger, P. (1999): Copper bioavailability in Mediterranean vineyard soils as assessed by chemical and plant extractions. In *Extended Abstract of the 6th Int. Meeting on Soils with Mediterranean Type of Climate*. Ed. J Bech. University of Barcelona Publ, Barcelona, Spain, 848–850.
  45. Christersson, L. (1987): Biomass production by irrigated and fertilized *Salix* clones. *Biomass* 12: 83– 95.
  46. Christersson, L., (2013): Papperspopplar och energipilar. Tranås: Budgetboken.
  47. Chun L, Hui-Yi H. (1992): Tree-ring element analysis of Korean pine *Pinus koraiensis* Sieb. et Zucc. and Mongolian oak *Quercus mongolica* Fisch. ex Turcz. from Changbai Mountain, northeast China. *Trees* 6:103-108.
  48. Clemens, S. (2001): Developing tools for phytoremediation: towards a molecular understanding of plant metal tolerance and accumulation. *International Journal of Occupational and Environmental Health* 14: 235–239.
  49. Conn, R., Tillman, D. (2000): Analysis of willow for use as a biomass energy source. Topical Report prepared by the Foster Wheeler Development Corporation for the Electric Power Research Institute (Palo Alto, CA) and the United States Department of Energy (Washington, DC), 18.
  50. Cools, N., De Vos, B. (2020): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. ISBN: 978-3-86576-162-0. Part X, Sampling and Analysis of Soil. Version 2020-1.
  51. Cseh, E., Fodor, F., Varga, A., Zárny, G. (2000): Effect of lead treatment on the distribution of essential elements in cucumber. *Journal of Plant Nutrition* 23: 1095-1105.
  52. Cunniff, J., Cerasuolo, M. (2011): Lighting the way to willow biomass production. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 91(10), 1733–1736.
  53. Cunniff, J., Purdy, S.J., Barraclough, T.J.P., Castle, M., Maddison, A.L., Jones, L.E., Shield, I.F., Gregory, A.S., Karp, A. (2015): High yielding biomass genotypes of willow (*Salix spp.*) show differences in below ground biomass allocation. *Biomass and Bioenergy* 80: 114-127.
  54. Dahl, J. (2000): Chemistry and Behaviour of Environmentally Relevant Heavy Metals in Biomass Combustion and Thermal Ash Treatment Processes. PhD thesis, Institute of Chemical Engineering Fundamentals and Plant Engineering, Technical University of Graz, Austria.

55. Das K., Das S., Dhundasi S. (2008): Nickel, its adverse health effects and oxidative stress. *Indian Journal of Medical Research* 128: 412–425.
56. Davis, R.D., Beckett, P.H.T., Wollan, E. (1978): Critical levels of 20 potentially toxic elements in young spring barley. *Plant and Soil* 49: 395-404.
57. Déportes, I., Benoit-Guyod, J.L., Zmirou, D. (1995): Hazard to man and the environment posed by the use of urban waste compost: a review. *Sci Total Environ.* 172:197-222.
58. Desjardins, D., Pitre, F. E., Nissim, W. G., and Labrecque, M. (2015). Differential uptake of silver, copper and zinc suggests complementary species-specific phytoextraction potential. *Int. J. Phytoremediation.* 18, 598–604.
59. Dickinson, N.M. (2000): Strategies for sustainable woodland on contaminated soils. *Chemosphere* 41: 259–263.
60. Dimitri, L.J. (1987): Korišćenje biomase iz šumarstva za energetiku – Proizvodnja šumске biomase gajenjem brzorastućih vrsta drveća u kratkoj ophodnji. Informacija za tehniku i tehnologiju u šumarstvu br. 2, Jugoslovenski poljoprivredno-šumarski centar, Beograd.
61. Dos Santos Utmazian, M.N., Wieshammer, G., Vega, R., Wenzel, W.W. (2007): Hydroponic screening for metal resistance and accumulation of cadmium and zinc in twenty clones of willows and poplars. *Environmental Pollution* 148: 155-165.
62. Džikuć, M., Łasiński, K. (2014): Technical and economic aspects of biomass co-firing in coal-fired boilers. *Int J Appl Mech Eng*, 19, 4, 849–55, <http://dx.doi.org/10.2478/ijame-2014-0060>.
63. Džikuć, M., Piwovar, A. (2016): Ecological and economic aspects of electric energy production using the biomass co-firing method: The case of Poland. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 55, 856–862.
64. Džamić, R., Stevanović, D., Jakovljević, M. (1996): Praktikum iz agrohemije. Poljoprivredni fakultet, Beograd-Zemun.
65. Elles, M.P., Blaylock, M.J. (2000): Amendment optimization to enhance lead extractability from contaminated soils for phytoremediation. *International Journal of Phytoremediation* 2: 75-89.
66. Emamverdian, A., Ding, Y., Mokhberdorani, F., Xie, Y. (2015): Heavy metal stress and some mechanisms of plant defense response. *Sci World J* 1: 1–18. <https://doi.org/10.1155/2015/756120>.
67. EPA (2000) Introduction to phytoremediation. Ohio: US Environmental Protection Agency, EPA /600/R.- 99/107, 45268.
68. Ernst W.H.O. (1996): Bioavailability of heavy metals and decontamination of soil by plants. *Applied Geochemistry* 11: 63–167.
69. Ernst, W.H.O.(1996): Physiological and biochemical aspects of mineral tolerance. In: Effects of air pollutants on plants. Masfield, I.A. ed., Cambridge University Press, Cambridge, 115-133.
70. Felix, H. (1997): Vor-Ort-Reinigung schwermetallbelasteter Böden mit Hilfe von metallakkumulierenden Pflanzen (Hyperakkumulatoren). *Terra Tech*, 2: 47–49.
71. Ferretti, M., Udisti, R., Barbolani, E. (1993): Mineral nutrients and trace metals in tree rings of *Pinus* sp. *Fresenius J Anal Chem* 347: 467-470.
72. Fodor, F., Cseh, E., Varga, A., Zárny, G. (1998): Lead uptake, distribution, and remobilization in cucumber. *Journal of Plant Nutrition* 21: 1363-1373.
73. Foy, C.D., Chaney, R.L., White, M.C. (1978): The physiology of metal toxicity in plants. *Annual Review of Physiology* 29: 511-519.
74. Franklin, G.L. (1945): Preparation of thin sections of synthetic resins and wood-resin composites and a new macerating method for wood. *Nature* 155: 51.
75. Galardi, F., Mengoni, A., Pucci, S., Barletti, L., Massi, L., Barzanti, R., Gabbriellini, R., Gonnelli, C. (2007): Intra-specific differences in mineral element composition in the Ni-



- hyperaccumulator *Alyssum bertolonii*: A survey of populations in nature. *Environmental and Experimental Botany*, 60, 50–56.
76. Gardiyehewa de Silva, N., Cholewa, E., Ryser, P. (2012): Effects of combined drought and heavy metal stresses on xylem structure and hydraulic conductivity in red maple (*Acer rubrum* L.). *Journal of Experimental Botany* 63 (16): 5957-5966. doi:10.1093/jxb/ers241.
  77. Gimenez, C., Gallardo, M., Thompson, R.B. (2005): Plant – water relations In *Encyclopedia of Soils in the Environment*, 231-238.
  78. Glass, D.J. (1999): U.S. and International Markets for Phytoremediation, Needham, M.A.D. Glass Association, 1999-2000.
  79. Gouia, H., Ghorbal, M.H., Meyer, C. (2000): Effects of cadmium on activity of nitrate reductase and on other enzymes of the nitrate assimilation pathway in bean. *Plant Physiology and Biochemistry* 38: 629-638.
  80. Govedar, Z. (2011): Gajenje šuma – ekološke osnove. Šumarski fakultet u Banja luci, Banja Luka.
  81. Greger, M. (1999): *Salix* as phytoextractor. In: Wenzel, W.W. et al, (Eds.). *Proceedings of the 5th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements*. Vienna: Boku, 872– 873.
  82. Greger, M., Brammer, E., Lindberg, S., Larsson, G., Idestam-Almqist, J. (1991): Uptake and physiological effects of cadmium in sugar beet (*Beta vulgaris*) related to mineral provision. *Journal of Experimental Botany* 6: 729–737.
  83. Greger, M., Brammer, E., Lindberg, S., Larsson, G., Idestam-Almqist, J. (1991): Uptake and physiological effects of cadmium in sugar beet (*Beta vulgaris*) related to mineral provision. *Journal of Experimental Botany* 6: 729–737.
  84. Greger, M., Landberg, T. (1999): Use of willow in phytoextraction. *Int. J. Phytorem.* 1: 115–123.
  85. Greger, M., Landberg, T. (2015): Novel field data on phytoextraction: Precultivation with *Salix* reduces cadmium in wheat grains. *Int. J. Phytorem.* 17, 917–924.
  86. Greger, M., Lindberg, S. (1987): Effects of Cd<sup>2+</sup> and EDTA on young sugar beets (*Beta vulgaris*). II. Net uptake and distribution of Mg<sup>2+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, and Fe<sup>2+</sup>/Fe<sup>3+</sup>. *Physiologia Plantarum* 69: 81-86.
  87. Greene, P. (2016): Weeping Willow Growth Rates Compare with *Salix babylonica* Re-rooted Branch Cuttings. *Journal Of Botanical Sciences*, 20-23.
  88. Grěman, H., Velikonja-Bolta, Š., Kos, B., and Leštan. D. (2001): EDTA enhanced heavy metal phytoextraction: Metal accumulation, leaching and toxicity. *Plant and Soil* 235: 105–114.
  89. GUS. *Energia ze źródeł odnawialnych w 2009 roku [Energy from renewable sources in 2009]*. Warszawa: Central Statistical Office; 2010 (in Polish).
  90. GWRTAC, 1997-Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center: Remediation of Metal-Contaminated Soils and Groundwater. GWRTAC E Series. TE-97-01. Available [Online]: <http://www.gwrtac.org>.
  91. Haag-Kerwer, A., Schäfer, H.J., Heiss, S., Walter, C., Rausch, T. (1999): Cadmium exposure in *Brassica juncea* causes a decline in transpiration rate and leaf expansion without effect on photosynthesis. *Journal of Experimental Botany* 50: 1827-1835.
  92. Hagemeyer, J. (1995): Radial distributions of Cd in stems of oak trees *Quercus robur* L. reanalyzed after 10 years. *Trees* 9: 200-203.
  93. Hamlyn, G. (1998): Stomatal control of photosynthesis and transpiration. *Journal of Experimental Botany*, Vol. 49, Special Issue, 387–398.
  94. Hammar, D.; Kayser, A.; Keller, C. (2003): Phytoextraction of Cd and Zn with *Salix viminalis* in field trials. *Soil Use Manag.* 19: 187–192.

95. He, M.M., Tian, G. M., Liang, X.Q., (2009): Phytotoxicity and speciation of copper, zinc and lead during the aerobic composting of sewage sludge. *Journal of Hazardous Materials* 163 (2-3): 671–677.
96. He, Y., Langenhoff, A. A. M., Sutton, N. B., Rijnaarts, H. H. M., Blokland, M. H., Chen, F., Huber, C., Schröder, P. (2017): Metabolism of Ibuprofen by *Phragmites australis*: Uptake and Phytodegradation. *Environmental Science & Technology*, 51(8), 4576–4584.
97. Heikens, A., Panaullah, G.M, Meharg, A.A. (2007): Arsenic behaviour from groundwater and soil to crops: impacts on agriculture and food safety. *Rev Environ Contam Toxicol* 189:43–87.
98. Heller, M.C., Keoleian, G.A., Volk, T.A. (2003): Lifecycle assessment of a willow biomass cropping system. *Biomass and Bioenergy* 25, 147–165.
99. Hirano, K., Noda, M., Hasegawa, S., Okamoto, G. (1994): Contribution of lateral and primary leaves to the development and quality of Kyoho grape berry. *Journal of the Japan Society of Horticultural Science* 3: 515-521.
100. Hokura, A. et al. (2006): Arsenic distribution and speciation in an arsenic hyperaccumulator fern by X-ray spectrometry utilizing synchrotron radiation source. *J Anal At Spectrom* 21:321–328.
101. Huang, C.Y., Bazzaz, F.A., Vanderhoef, L.N. (1974): The inhibition of soybean metabolism by cadmium and lead. *Plant Physiology* 54: 122-124.
102. Huang, J.W., Cunningham, S.D. (1996): Lead phytoextraction: species variation in lead uptake and translocation. *New Phytologist* 134: 75–84.
103. Huang, R., Dong, M., Mao, P., Zhuang, P., Paz-Ferreiro, J., Li, Y., Li, Y., Hu, X., Netherway, P., Li, Z. (2020): Evaluation of phytoremediation potential of five Cd (hyper) accumulators in two Cd contaminated soils. *Sci. Total Environ.* 2020;721:137581.
104. Hughes, E. (2000): Biomass cofiring: economics, policy and opportunities. *Biomass and Bioenergy* 19, 457–465.
105. Husen, A., Iqbal, M. (1999): Structural, functional and biochemical responses of *Datura innoxia* Mill. to coal-smoke pollution. *Proc Acad Environ Biol* 61:72.
106. IAWA Committee (1989): IAWA List of microscopic features for hardwood identification by an IAWA Committee. *IAWA Bulletin* 10: 219–332.
107. Iqbal, M., Mahmooduzzafar, A.I.M., Khan, P.R., (2010): Behavioral responses of leaves and vascular cambium of *Prosopis cineraria* (L.) Druceto different regimes of coal-smoke pollution. *J Plant Interactions* 5(2):117–133.
108. Ivetić V, Devetaković J, Nonić M, Stanković D, Šijačić-Nikolić M (2016): Genetic diversity and forest reproductive material - from seed source selection to planting. *iForest* (early view). – doi: 10.3832/ifor1577-009 [online 2016-06-13]
109. Jain, R., Srivastava, S., Madan, V.K. (2000). Influence of chromium on growth and cell division of sugarcane. *Indian J. Plant Physiol*, 5: 228-31.
110. Jeanguenin, L., F. Chaumont, F. (2017): Uptake, loss and control. Plant Physiology and Development in *Encyclopedia of Applied Plant Sciences* (Second Edition), 1, 135-140.
111. Jerbi, A., Brereton, N.J.B., Sas, E., Amiot, S., Lachapelle-T, X., Comeau, Y., Pitre, F.E., Labrecque, M. (2020): High biomass yield increases in a primary effluent wastewater phytofiltration are associated to altered leaf morphology and stomatal size in *Salix miyabeana*. Science of The Total Environment, Volume 738, 139728.
112. Johnson, J., Tognetti, R., Paris, P. (2002): Water relations and gas exchange in poplar and willow under water stress and elevated atmospheric CO<sub>2</sub>. *Physiologia Plantarum* 115(1):93-100.
113. Jones G.H. (1998): Stomatal control of photosynthesis and transpiration. *Journal of Experimental Botany* 49:387-398.
114. Josifovic, M. (1972): *Flora of Serbia*. Volume, 4, 66-71.

115. Jug, A., Hofmann-Schielle, C., Makeschin, F., Rehfuess, K.E. (1999): Short-rotation plantations of balsam poplars, aspen and willows on former arable land in the Federal Republic of Germany. II Nutritional status and bioelement export by harvested shoot axes. *Forest Ecology and Management* 121, 67-83.
116. Justin, M., Pajk, N., Zupanc, V., Zupančič, M. (2010): Phytoremediation of landfill leachate and compost wastewater by irrigation of *Populus* and *Salix*: biomass and growth response. *Waste Manag* 30(6):1032–1042.
117. Kabata-Pendias A, Pendias H. (1989): Trace elements in the Soil and Plants. CRC
118. Kabata-Pendias, A. (2010): Trace elements in soils and plants. Taylor& Francis.
119. Kabata-Pendias, A., Pendias, H. (1984): Trace Elements in Soils and Plants. CRC Press, Florida.
120. Kagi, J.H.R. (1991): Overview of metallothionein, *Methods in Enzymology* 205: 613–626.
121. Kahle, H. (1993): Response of roots of trees to heavy metals. *Environmental and Experimental Botany* 33 (1): 99–119. [https://doi.org/10.1016/0098-8472\(93\)90059-O](https://doi.org/10.1016/0098-8472(93)90059-O).
122. Кайбейянен, Э.Л., Пелконен, П. (2007): Оптимизация фотосинтеза и транспирации у неотделенных листьев ивы на плантациях быстрого возобновления. *Физиология растений* - том 54, № 3, Май-Июнь, 350-355.
123. Kamal, M., Ghaly, A.E., Mahmoud, N., Cote, R., (2004): Phytoaccumulation of heavy metals by aquatic plants. *Environ. Int.* 29, 1029–1039.
124. Karam, N.S., Ereifej, K.I., Shibli, R.A., AbuKudais, H., Alkofahi, A., Malkawi, Y. (1998): Metal concentrations, growth, and yield of potato produced from In Vitro plantlets or microtubers and grown in municipal solid-waste-amended substrates. *J Plant Nutr.* 21:725-39.
125. Karami, A., Shamsuddin, Z.H. (2010): Phytoremediation of heavy metals with several efficiency enhancer methods. *African Journal of Biotechnology* 9: 3689–3698.
126. Karampinis, N. I., Hevas, D. L. (2011): Mandating IFRS in an Unfavorable Environment: The Greek Experience. *The International Journal of Accounting* 46, 304–332.
127. Karličić, N., Stanojević, M., Radić, D., Bajić, M. (2017): Svojstva pepela koji nastaje sagorevanjem lignita u domaćim termoelektranama značajna za primenu u industriji građevinskog materijala *Procesna tehnika Inženjerska praksa* 34-38.
128. Kastori R. (1990): Neophodni mikroelementi – fiziološka uloga i značaj u biljnoj proizvodnji. *Naučna knjiga, Beograd*.
129. Kastori, R., Petrović, N., Petrović, M. (1996): Effect of lead on water relations, proline concentration and nitrate reductase activity in sunflower plants, *Acta Agronomica Academiae Scientiarum Hungaricae* 44(I): 21-28.
130. Keoleian, A. G., Volk, A., T. Renewable Energy from Willow Biomass Crops: Life Cycle Energy, Environmental and Economic Performance. *Reviews in Plant Sciences*, 24:385–406, 2005
131. Khan, A.G., Kuek, C., Chaudhry, T.M., Khoo, C.S., Hayes, W.J. (2000): Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation. *Chemosphere* 41: 197-207.
132. Khan, S., Munir, S., Sajjad, M., Li, G. (2016): Urban park soil contamination by potentially harmful elements and human health risk in Peshawar City, Khyber Pakhtunkhwa, Pakistan. *J. Geochem. Explor.* 165:102–110.
133. Khan, S., Rehman, S., Khan, A.Z., Khan, M.A., Shah, M.T. (2010): Soil and vegetables enrichment with heavy metals from geological sources in Gilgit, northern Pakistan. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 73:1820–1827.
134. Kijo-Kleczkowska, A., S'roda, K., Kosowska-Golachowska, M., Musiał, T., Wolski, K. (2016): Combustion of pelleted sewage sludge with reference to coal and biomass. *Fuel* 170, 141-160.

135. Kirkham, M.B. (2000): EDTA-facilitated phytoremediation of soil with heavy metals from sewage sludge. *International Journal of Phytoremediation* 2: 159-172.
136. Klang-Westin E., Eriksson, J. (2003): Potential of *Salix* phytoextractor for Cd on moderately contaminated soils. *Plant and Soil*; volume 249, issue 1.
137. Klačnja B, Orlović S, Galić Z, Kebert M. (2010): Hemijski sastav i fizičke osobine drveta nekoliko klonova bele vrbe (*Salix alba*) Topola 185-186, 41-50.
138. Koivula, M.P., Kujala, K., Rönkkömäki, H., Mäkelä, M. (2009): Sorption of Pb(II), Cr(III), Cu(II), As(III) to peat, and utilization of the sorption properties in industrial waste landfill hydraulic barrier layers. *J Hazard Mat* 164(1):345–352.
139. Kovacs, H., Szemmelveisz, K. (2017): Disposal options for polluted plants grown on heavy metal contaminated brownfield lands—A review, *Chemosphere*, 166, 8-20.
140. Kowalik, P.J., Randerson, P.F. (1994): Nitrogen and phosphorus removal by willow stands irrigated with municipal waste water—a review of the Polish experience. *Biomass and Bioenergy* 6(1–2):133–139.
141. Krämer, U., Pickering, I.J., Prince, R.C., Raskin, I., Salt, D.E. (2000): Subcellular localization and speciation of nickel in hyperaccumulator and nonaccumulator *Thlaspi* species. *Plant Physiology* 122: 1343–1353.
142. Krstić, B., Oljača, R., Stanković, D. (2011): Fiziologija drvenastih biljaka, Grafomark, Laktaši str.1-352.
143. Krutul, D., Zielenkiewicz, T., Zawadzki, J., Radomski, A., Antczak, A., Drozdok, M. (2014): Influence of urban environment originated heavy metal pollution on the extractives and mineral substances content in bark and wood of oak (*Quercus robur* L.). *Wood Research* 59(1):177–190.
144. Kurtyka, R., Malkowski, E., Kita, A., Karcz, W. (2007): Effect of calcium and cadmium on growth and accumulation of cadmium, calcium, potassium and sodium in maize seedlings. *Polish Journal of Environmental Studies* 1: 51-56.
145. Kusiak, W., Majka, J., Ratajczak, I., Górka, M., Zborowska, M. (2020): Evaluation of environmental impact on selected properties of lime (*Tilia Cordata* Mill) wood. *Forests* 11: 1-21. <https://doi.org/10.3390/F11070746>.
146. Kuzovkina Y. A., Volk, T. A. (2009): The characterization of willow (*Salix* L.) varieties for use in ecological engineering applications: Co-ordination of structure, function and autecology. *Ecol Eng.* 35, 1178–89.
147. Labrecque, M., Hub, Y., Vincent, G., Shang, K. (2020): The use of willow microcuttings for phytoremediation in a copper, zinc and lead contaminated field trial in Shanghai, China. *International Journal of Phytoremediation*. <https://doi.org/10.1080/15226514.2020.1773758>
148. Lamoreaux, R.J., Chaney, W.R. (1977): Growth and water movement in Silver Maple seedlings affected by cadmium. *Journal of Environmental Quality* 6: 201– 205. <https://doi.org/10.2134/jeq1977.00472425000600020021>.
149. Landberg T, Greger M. (1994): Can heavy metal tolerant clones of *Salix* be used as vegetation filters on heavy metal contaminated land? In: Aronsson ,P., Perttu, K. (Eds.). *Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges. A biological purification system*. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences, 133–144.
150. Landberg, T., Greger, M. (1996): Differences in uptake and tolerance to heavy metals in *Salix* from unpolluted and polluted areas. *Appl. Geochem*, 11, 175–180.
151. Landberg, T., Greger, M. (2022): Phytoremediation Using Willow in Industrial Contaminated Soil; *Sustainability* 2022, 14, 8449.
152. Lasat, M.M. (2002): Phytoextraction of Toxic Metals: A Review of Biological Mechanisms, *Journal of Environmental Quality* 31: 109–120.
153. Ledin, S. (1996): Willow wood properties, production and economy. *Biomass Bioenergy*, 11, 75–83.

154. LeDuc, D.L., Terry, N. (2005): Phytoremediation of toxic trace elements in soil and water. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology* 32: 514–520.
155. Lepp, N.W., Dollard, G.J. (1974): Studies on the behaviour of lead in wood. Binding of free and complexed <sup>210</sup>Pb to xylem tissue. *Oecologia* 16: 369-373.
156. Lewandowski, I., Schmidt, U., Londo, M., Faaij, A. (2006): The economic value of the phytoremediation function – Assessed by the example of cadmium remediation by willow (*Salix* spp). *Agricultural Systems* 89, 68–89.
157. Liñán, I.D., Carabana, V.M., Cañellas, I., Gil, L., Izquierdo G.G. (2020): Climate Change Synchronizes Growth and iWUE Across Species in a Temperate-Submediterranean Mixed Oak Forest *Front. Plant Sci.*
158. Lindroth, A. & Cienciala, E. (1996): Water use efficiency of short – rotation *Salix viminalis* at leaf, tree and stand scales. *Tree Physiology* 16, 256-262.
159. Liu, Y., Xiao, T., Ning, Z., Li, H., Tang, J., Zhou, G. (2013): High cadmium concentration in soil in the Three Gorges region: Geogenic source and potential bioavailability. *Appl. Geochem*, 37:149–156.
160. Liu, S., Yang, B., Liang, Y., Xiao, Y., Fang, J. (2020): Prospect of phytoremediation combined with other approaches for remediation of heavy metal polluted soils. *Environ Sci Pollut Res* 27:16069–16085.
161. Loeffler, S., Hochbergera, A., Grilla E., Winnackerb, E-L., Zenk, M.H. (1989): Termination of the phytochelatin synthase reaction through sequestration of heavy metals by the reaction product, *FEBS Lett.* 258: 42–46.
162. Long, X.X., Yang, X.E., Ni, W.Z. (2002): Current status and perspective on phytoremediation of heavy metal polluted soils. *Journal of Applied Ecology* 13: 757–62.
163. Long, X.X., Yang, X.E., Ye, Z.Q., Ni, W.Z., Shi, W.Y. (2002): Differences of uptake and accumulation of zinc in four species of *Sedum*. *Acta Botanica Sinica* 44: 152-157.
164. Lu, M., Zhang, Z. Z. (2014). Phytoremediation of soil co-contaminated with heavy metals and deca-BDE by co-planting of *Sedum alfredii* with tall fescue associated with *Bacillus cereus* JP12. *Plant and Soil*, 382, 89–102.
165. Lu, M., Zhang, Z. Z., Wang, J. X., Zhang, M., Xu, Y. X., Wu, X. J. (2014). Interaction of heavy metals and pyrene on their fates in soil and tall fescue (*Festuca arundinacea*). *Environmental Science & Technology*, 48, 1158–1165.
166. Lunacková, L., Masarovicová, E., Kráľová, K., Streško, V. (2003): Response of fast growing woody plants from family Salicaceae to cadmium treatment. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 70: 576-585.
167. Lux, A., Masarovicová, E., Liskova, D., Sottnikova-Stefanovicova, A., Lunackova, L., Marcekova, M. (2002): Physiological and structural characteristics and in vitro cultivation of some willows and poplars. *Proceedings of the Cost Action 837, Bordeaux, 25-27 April.*
168. Lux, A., Šottníková, A., Opatrná, J., & Greger, M. (2004): Differences in structure of adventitious roots in *Salix* clones with contrasting characteristics of cadmium accumulation and sensitivity. *Physiologia Plantarum* 120: 537–545.
169. Ma, L. Q., Komar, K. M., Tu, C., Weihua, Z., Yong, C., and Kennelley, E. D. (2001): A fern that hyperaccumulates arsenic. *Nature* 409, 579.
170. Magnicol, R.D., Beckett, P.H.T. (1985): Critical tissue concentrations of potentially toxic elements. *Plant and Soil* 85: 107-129.
171. Malinowska, K., Malinowski, R., Studziński, M. (2018): Physiological reaction of basket willow (*Salix viminalis* L.) – *Folia Forestalia Polonica, Series A, Forestry, Vol. 60 (4), 214–220.*
172. Malkowski, E., Kurtyka, R., Kita, A., Karcz, W. (2005): Accumulation of Pb and Cd and its effect on Ca distribution in maize seedlings (*Zea mays* L.). *Polish Journal of Environmental Studies* 14: 203-207.

173. Mann, M.K., Spath, P.L. (2001): Comparison of the environmental consequences of power from biomass, coal, and natural gas. In: Kyritsis, S., et al. (Eds.), *Proceedings of the 1st World Conference on Biomass for Energy and Industry*. James and James, London, pp. 65–68.
174. Marić, M. (2014): Mogućnost korišćenja nekih divljih i kultivisanih biljaka za remedijaciju zemljišta; oktordka disertacija, Univerzitet u Beogradu, 1-135.
175. Marrugo-Negrete J., Pinedo-Hernández J., Díez S. (2017): Assessment of heavy metal pollution, spatial distribution and origin in agricultural soils along the Sinú River Basin, Colombia. *Environmental Research*, Vol. 154, 380-388.
176. Massechelyn, P.H., Patrick, W.H. Jr. (1994): Selenium, arsenic, and chromium redox chemistry in wetland soils and sediments. In: Adriano DC (ed) *Biogeochemistry of trace elements*. Science and Technology Letters, Northwood, 615–625.
177. McElroy, G.H., Dawson, W.M. (1986): Biomass from short-rotation coppice willow on marginal land. *Biomass* 10: 225–240.
178. McGrath, S. P., Zhao, F. J. (2002): Phytoextraction of metals and metalloids. *Current Opinion in Biotechnology* 14: 277–282.
179. McGrath, S.P., Zhao, F.J., Lombi, E. (2001): Plant and rhizosphere processes involved in phytoremediation of metal-contaminated soils. *Plant and Soil* 232: 207–214.
180. McGrath, S.P., Zhao, F.J., Lombi, E. (2003): Phytoremediation of metals, metalloids, and radionuclides. *Advances in Agronomy* 75: 1-56.
181. McIntyre, T. (2003): Phytoremediation of heavy metals from soils. *Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology* 78: 97–123.
182. Meers, E., Lesage, E., Lamsal, S., Hopgood, M., Vervaeke, P., Tack, F.M.G., Verloo, M.G. (2005): Enhanced phytoextraction: I. Effect of EDTA and citric acid on heavy metal mobility in a calcareous soil. *International Journal of Phytoremediation* 7: 129-142.
183. Mejáre, M., Bülow, L. (2001): Metal-binding proteins and peptides in bioremediation and phytoremediation of heavy metals. *Trends in Biotechnology* 19: 67–73.
184. Memon, A.R., Aktoprakligil, D., Ozdemir, A., Vertii, A. (2001): Heavy metal accumulation and detoxification mechanisms in plants. *Turkish Journal of Botany* 25: 111–121.
185. Memon, A.R., Schröder, P. (2009): Implications of metal accumulation mechanisms to phytoremediation. *Environmental Science and Pollution Research* 16: 162–175.
186. Mendez, M., Maier, R. (2008): Phytoremediation of mine tailings in temperate and arid environments. *Rev Environ Sci Biotechnol* 7, 47–59.
187. Milčić, N., Findrik Blažević, Z., Vuković Domanovac, M. (2020): Fitoekstrakcija i fitostabilizacija teških metala. Knjiga sažetaka XIII. Susret mladih kemijskih inženjera, Zagreb: Hrvatsko društvo kemijskih inženjera i tehnologa (HDKI), 93-93.
188. Milone, M. T., Sgherri, C., Clijsters, H., Navari-Izzo, F. (2003): Antioxidative responses of wheat treated with realistic concentration of cadmium. *Environmental and Experimental Botany* 50: 265–276.
189. Mirck, J., Isebrands, J.G., Verwijst, T., Stig Ledin, S. (2005): Development of short-rotation willow coppice systems for environmental purposes in Sweden. *Biomass and Bioenergy* 28: 219-228.
190. Misra, S., Misra, K. G. (2019): Phytoremediation: An Alternative Tool Towards Clean and Green Environment. *Sustainable Green Technologies for Environmental Management*, 87–109.
191. Mleczek, M., Magdziak, Z., Rissmann, I., Golinski, P. (2009): Effect of different soil conditions on selected heavy metal accumulation by *Salix viminalis* tissue. *Journal of Environmental Science and Health* 44: 1609-1616.

192. Mleczek, M., Rissmanna, I., Rutkowski, P., Kaczmarek, Z., Golinski, P. (2009): Accumulation of selected heavy metals by different genotypes of *Salix*. *Environmental and Experimental Botany* 66, 289–296.
193. Mleczk, M., Rutkowski, P., Rissmann, I., Kaczmarek, Z., Golinski, P., Szentner, K., Strazynska, K., Stachowiak, A. (2010): Biomass productivity and phytoremediation potential of *Salix alba* and *Salix viminalis*. *Biomass Bioenergy*, 34, 1410–1418.
194. Морозов, И.Р. (1950): ИВЫ СССР, их использование и применение в заидитном лесоразведении / И.Р. Морозов. // М.-Л.: Гослесбумиздат, 1-135.
195. Mukhopadhyay, S., Maiti, S.K. (2010): Phytoremediation of metal enriched mine waste: a review. *Global Journal of Environmental Research* 4: 135–150.
196. Mudhoo, A., Kumar, S. (2013): Effects of heavy metals as stress factors on anaerobic digestion processes and biogas production from biomass, *International Journal of Environmental Science and Technology* 10: 1383-1398.
197. Mulenga, C., Clarke, C., Meincken, M. (2022): Effect of copper mining pollution-induced heavy metal toxicities on *B. longifolia* Benth wood cell characteristics. *European Journal of Forest Research* 1-14. <https://doi.org/10.1007/s10342-022-01524-x>.
198. Nabais, C., Freitas, H., Hagemeyer, J. (1999): Dendroanalysis: a tool for biomonitoring environmental pollution. *The Science of the Total Environment* 232: 33-37. doi: 10.1016/s0048-9697(99)00107-2.
199. Naees, M., Ali, Q., Shahbaz, M., Ali, F. (2011): Role of rhizobacteria in phytoremediation of heavy metals: an overview. *International Journal of Plant Sciences* 2: 220–232.
200. Nagy S., Rychlicki S., Siemek J. (2006): Impact of inactive hard-coal mines processes in Silesian Coal Basin on greenhouse gases pollution. *Acta Geologica Polonica*, Vol. 56 No. 2, 221-228.
201. Nawab, J., Khan, S., Aamir M., Shamsad, I., Qamar, Z., Din, I., Huang Q. (2016): Organic amendments impact the availability of heavy metal (loid) s in mine-impacted soil and their phytoremediation by *Penisitum americanum* and *Sorghum bicolor*. *Environ. Sci. Pollut. Res*, 23:2381–2390.
202. Newman, L. A., Reynolds, C. M. 2004: Phytodegradation of organic compounds. *Curr Opin Biotechnol*, 15: 225–230.
203. Nedjimi, B. (2020): Germination characteristics of *Peganum harmala* L. (Nitrariaceae) subjected to heavy metals: implications for the use in polluted dryland restoration. *Int J Environ Sci Technol* 17:2113–2122.
204. Newsholme, C. (1992): Willows: The Genus *Salix*. Batsford. London. ltd. p. 224. No 129, 7–16.
205. Nigel G. H., Karp, A. (2011): *Energy Crops*. Royal Society of Chemistry.
206. Okada N, Katayama Y, Nobuchi T, Ishimaru Y, Aoki A. (1990): Trace elements in the stems of trees IV. Radial distribution in mizunara *Quercus mongolica* var.grosseserrata. *Mokuzai Gakkaishi* 36: 93-97.
207. Olson, P.E., Reaedon, K.F., Pilon-Smits, E.A.H. (2003): Ecology of rhizosphere bioremediation. In: McCutcheon, S.C., Schnoor, J.L. (Eds.). *Phytoremediation: Transformation and Control of Contaminants*, New York: Wiley, 317-354.
208. Oljača, R., Rodzkin, A., Krstić, B., Govedar. Z. (2017): *Fiziologija vrba*, Univerzitet u Banja Luci, 1-146.
209. Ouvrard, S., Leglize, P., Morel, J. L. (2013): PAH Phytoremediation: Rhizodegradation or Rhizoattenuation? *International Journal of Phytoremediation*, 16(1), 46–61.
210. Özden, S., Ennos, R. (2018): The mechanics and morphology of branch and coppice stems in three temperate tree species. *Trees* 32: 933–949. doi:10.1007/s00468-018-1687-y.
211. Padmavathiamma, P.K., Li, L.Y. (2007); Phytoremediation technology: hyperaccumulation metals in plants. *Water Air and Soil Pollution* 184: 105–126.

212. Pählosson-Balsberg, A.M. (1989): Toxicity of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb) to vascular plants, A literature review, *Water, Air and Soil Poll.* 47, Kluwer Academic Publishers, Amsterdam, 287-319.
213. Pajević, S., Borišev, M., Nikolić, N., Krstić, B., Pilipović, A., Orlović, S. (2009): Phytoremediation capacity of poplar (*Populus spp.*) and willow (*Salix spp.*) clones in relation to photosynthesis. *Archives of Biological Sciences*. Volume 61, Issue 2, Pages: 239-247.
214. Pál, M., Horváth, E., Janda, T., Páldi, E., Szalal, G. (2006): Physiological changes and defense mechanisms induced by cadmium stress in maize. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 169: 239-246.
215. V.C. Pandey, O. Bajpai, N. Singh, Energy crops in sustainable phytoremediation, *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 54 (2016) 58-73.
216. Panova B.S., Dudikb A.M., Shevchenkoa O.A. Matlaka E.S. (1999): On pollution of the biosphere in industrial areas: the example of the Donets coal Basin. *International Journal of Coal Geology*, Volume 40, Issues 2–3: 199-210.
217. Paz-Ferreiro, J., Lu, H., Fu, S., Méndez, A., Gascó, G. (2014): Use of phytoremediation and biochar to remediate heavy metal polluted soils: A review. *Solid Earth* 5 (1): 65–75.
218. Percy, R.W., Schulze, E.D., Zimmermann, R. (2000): Measurement of transpiration and leaf conductance. In: Percy R.W., Ehleringer J.R., Mooney H.A., Rundel P.W. (eds) *Plant Physiological Ecology*. Springer, Dordrecht. [https://doi.org/10.1007/978-94-010-9013-1\\_8](https://doi.org/10.1007/978-94-010-9013-1_8).
219. Perfus-Barbeoch, L., Leonhardt, N., Vavasseur, A., Forestier, C. (2002): Heavy metal toxicity: cadmium permeates through calcium channels and disturbs the plant water status. *The Plant Journal* 32: 539–548. doi: 10.1046/j.1365-313x.2002.01442.x
220. Persans, M.W., Nieman, K., Salt, D.E. (2001): Functional activity and role of cation-efflux family members in Ni hyperaccumulation in *Thlaspi goesingense*. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 98: 9995–10000.
221. Perttu, K.L., Kowalik, P.J. (1997): *Salix* vegetation filters for purification of waters and soils. *Biomass & Bioenergy* 12: 9–19.
222. Pietrini, F., Iannelli, M.A., Montanari, R., Bianconi, D., Massacci, A. (2005): Cadmium interaction with thiols and photosynthesis in higher plants. In: Hemantaranjan A. (Ed.), *Advances in Plant Physiology*. Jodhpur, India: Scientific Publishers. pp. 313– 326.
223. Pilipović A, Zalesny R. S., Rončević S., Nikolić, N. Orlović S., Beljin J., Katanić M., (2019): Growth, physiology, and phytoextraction potential of poplar and willow established in soils amended with heavy-metal contaminated, dredged river sediments. *Journal of Environmental Management* 239, 1, 352-365.
224. Pilipović, A., Klašnja, B., Orlović, S. (2002): Uloga topola u fitoremedijaciji zemljišta i podzemnih voda. *Topola* 169/170: 57–66.
225. Pilon-Smits, E. (2005): Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology* 56: 15-39.
226. Pollard, J.A., Baker A.J.M. (1997): Deterrence of herbivory by zinc hyperaccumulation in *Thlaspi caerulescens* (Brassicaceae). *New Phytologist* 135: 655–658.
227. Poschenrieder, C., Barceló, J. (2004): Water relations in heavy metal stressed plants. In: Prasad M, ed. *Heavy metal stress in plants from biomolecules to ecosystems*, 2nd edn. Berlin: Springer 249–263.
228. Prasad, M. N. V., Freitas, H. (2003): Metal hyperaccumulation in plants – Biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Electronic Journal of Biotechnology*, 6: 275–321.
229. Prasad, M.N.V. (2003): Phytoremediation of metal-polluted ecosystems: hype for commercialization. *Russian Journal of Plant Physiology* 50: 686–700.
230. Przedpelska-Wasowicz, E.M., Wierzbicka, M., 2011: Gating of aquaporins by heavy metals in *Allium cepa* L. epidermal cells. *Protoplasma* 248: 663–671.



231. Pulford, I.D., Watson, C. (2003): Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees—a review. *Environment International* 29: 529-540.
232. Pulford, I.D.; Riddell-Black, D.; Stewart, C. (2002): Heavy metal uptake by willow clones from sewage sludge-treated soil: The potential for phytoremediation. *Int. J. Phytoremed*; 4, 59–72.
233. Punshon, T., Dickinson, N.M. (1999): Heavy metal resistance and accumulation characteristics in willows. *International Journal of Phytoremediation* 1: 361 – 385.
234. Purdy, J.J., Smart, L.B. (2008): Hydroponic screening of shrub willow (*Salix spp.*) for arsenic tolerance and uptake. *International Journal of Phytoremediation* 10, 515–528.
235. Rajput, K.S., Rao, K.S., Kim, Y.S. (2008): Cambial activity and wood anatomy in *Prosopis spicigera* (mimosaceae) affected by combined air pollutants. *IAWA J* 29 (2):209–219. <https://doi.org/10.1163/22941932-90000180>.
236. Ramamurthy, A.S., Memarian, R. (2012): Phytoremediation of mixed soil contaminants. *Water Air and Soil Pollution* 223: 511–518.
237. Remon, E., Bouchardon, J. L., Cornier, B., Guy, B., Leclerc, J. C., Faure, O. (2005): Soil characteristics, heavy metal availability and vegetation recovery at a former metallurgical landfill: implications in risk assessment and site restoration, *Environ. Pollut.* 137, 316-323.
238. Raskin, I., Ensley, B.D. (2000): *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean Up the Environment*. John Wiley & Sons, Inc., New York.
239. Reh, J. (1999): *Pestovanie účelových lesov*. Technická univerzita vo Zvolene, Zvolen.
240. Rey J., Martinez J., Hidalgo D., Rojas D. (2013): Heavy metal pollution in the Quaternary Garza basin: A multidisciplinary study of the environmental risks posed by mining (Linares, southern Spain). *CATENA*, Vol. 110: 234-242.
241. Ripullone, F., Lauteri, M., Grassi, G., Amato, M., Borghetti, M. (2004): Variation in nitrogen supply changes water-use efficiency of *Pseudotsuga menziesii* and *Populus × euroamericana*; a comparison of three approaches to determine water-use efficiency. *Heron Publishing—Victoria, Tree physiology* 24, 671–679.
242. Rodić-Trifunović, S., Stričević, R., Đurović, N. (2014): Efikasnost korišćenja vode najvažnijih useva u uslovima sa i bez navodnjavanja u Srbiji. *Agroznanje*, vol. 15, 3:231-243.
243. Родькин, И.О. (2014): Эколого-биологические основы рационального производства возобновляемого биотоплива в аграрных ландшафтах. Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора биологических наук. М Г Э У ИМ. А.Д. Сахарова» Минск.
244. Родькин, О.И. (2014): Физиология и продуктивность растений ивы быстрорастущих клонов в различных экологических условиях. БГУ.
245. Родькин, О.И., Orlović, S., Krstić, B., Pilipović, A. (2013): Особенности водного режим культивируемых клонов быстрорастущей ивы *Salix viminalis* и *Salix alba*. *Вестник ИрГСХА*. №58, 76.
246. Родькин, О.И., Вайцехович, Н.Н., Шкутник, О.А., Orlovich, S., Krstić, B., Klačnja, B., Pilipović, A., Kovačević, B. (2013a): Использование адаптивных клонов как фактор эффективного внедрения энергетических плантаций быстрорастущей ивы / *Вестник ИрГСХА*. №56, 46-54.
247. Rodьkin, A., O.I.: (2011): *Proizvodstvo obnovljemog biotopliva v agrarnih landsaftah: ekologičeskie i tehnologičeskie aspekty*: Monografija. МГЭУ им. А.Д. Сахарова, Минск, 212.
248. Rodzkin, A., Orlović, S., Krstić, B., Pilipović, A. (2015): The assessment of physiology parameters of willow plants as a criterion for selection of prospective clones, *Зборник Матице српске за природне науке / Matica Srpska J. Nat. Sci. Novi Sad*, No 129, 7—16.

249. Rodzkin, O.I., Pronko, S.K. (2010): Экологические аспекты производства древесины быстро растущей ивы (*Salix viminalis*) на загрязненных тяжелым металлами землях. Экологический вестник 3: 41–48.
250. Rosenqvist, H. (2005): Economics of using wastewater irrigation of willow in Northern Ireland /H.Rosenqvist, M. Dawson. // Biomass and Bioenergy 29, 83–92.
251. Ross M.S. (1994): Sources and form of potentially toxic metals in soil-plant systems. In: M.S. Ross (ed), Toxic Metals in Soil-Plant Systems. John Wiley, Chichester, 3–25.
252. Safdari, V., Ahmed, M., Devall, M.S., Bayramzadeh, V. (2012): Effects of air pollution on morphological and anatomical characteristics of *Pinus eldarica* wood. Forest Journal of Biology 2 (2):5–12.
253. Sahu, G., Chakraborty, N., Sarkar, P. Coal–biomass co-combustion: An overview. Renewable Sustainable Energy Rev., 39, 575–586, 2014.
254. Sakakibara, M., Ohmori, Y., Ha, N.T.H., Sano, S., Sera, K. (2011): Phytoremediation of heavy metal contaminated water and sediment by *Eleocharis acicularis*. Clean: Soil, Air, Water 39: 735–741.
255. Salt, D. E., Smith, R. D., Raskin, I. (1998): Phytoremediation. Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology 49: 643–668.
256. Santos, F.S., Hernández-Allica, J., Becerril, J. M., Amaral-Sobrinho, N., Mazur, N., Garbisu, C. (2006): Chelate-induced phytoextraction of metal polluted soils with *Brachiaria decumbens*. Chemosphere 65: 43–50.
257. Sauter, J.J. (1972): Respiratory and phosphatase activities in contact cells of wood rays and their possible role in sugar secretion. Z Pflanzenphysiol 67: 135–145.
258. Savage W., Berry W., Reed C.A. (1981): Effects of trace element stress on the morphology of developing seedlings of lettuce (*Lactuca sativa* L. Grand Rapids) as shown by scanning electron microscopy. Journal of Plant Nutrition 3: 129–138.
259. Savolainen, K. (2003): Co-firing of biomass in coal-fired utility boilers. Applied Energy 74, 369–381.
260. Scullion, J. (2006): Remediating polluted soils. Naturwissenschaften 93: 51–65.
261. Seregin, I.V., Ivanov, V.B. (2001): Physiological aspects of cadmium and lead toxic effects on higher plants. Russian Journal of Plant Physiology 48: 523–544.
262. 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.
263. Shabani, N., Sayadi, M.H. (2012): Evaluation of heavy metals accumulation by two emergent macrophytes from the polluted soil: an experimental study. Environmentalist 32: 91–98.
264. Singh, R.P., Tripathi, R.D., Sinha, S.K., Maheshwari, R., Srivastava, H.S. (1997): Response of higher plants to lead contaminated environment. Chemosphere 34: 2467–2493.
265. Sl. glasnik RS, br. 30/2018 i 64/2019).
266. Savolainen, K. (2003): Co-firing of biomass in coal-fired utility boilers. Applied Energy 74, 369–381.
267. Sommerville, A.H.C. (1992): Willows in the environment. Proceedings of the Royal Society of Edinburgh Section B - Biological Sciences 98: 215–244.
268. Stajić B. (2016): Izveštaj: Energetski zasadi brzorastućih vrsta drveća u Srbiji: produkcija biomase, legislativa, tržište i uticaji na životnu sredinu- potencijali i ograničenja. Šumarski fakultet, Univerzitet u Beogradu.
269. Stanković, D. (2006): Istraživanje uticaja saobraćaja na koncentraciju polutanata u šumskim ekosistemima NP „Fruška gora“, u funkciji zaštite i unapređenja životne sredine. Doktorska disertacija, PMF, Univerzitet u Novom Sadu.
270. Stanković, D., Jokanović D. (2017): Pollutants in plants. Environmental role of woods and herbaceous plants. ISBN 978-3-659-91695-3, pp.1-5. LAP Lambert Academic Publishing


271. Stankovic, D., Krstic, B., Igic, R., Trivan, G., Petrovic, N., Jovic, Dj. (2011): Concentration of pollutants in the air, soil and plants in the area of National Park "Fruska gora" – Serbia Fresenius Environmental Bulletin., Psp.Germany.- Psp.Volume 20., I, 44-50.
272. Statistics Sweden (2001): Yearbook of agricultural statistics 2001. Statistics Sweden.
273. Stenhouse, F. (1999): Farm wood fuel and energy project. / F. Stenhouse, E. Faav // Renewable Energy 16, 1027- 1030.
274. Stewart, C.M. (1966): Excretion and heartwood formation in living trees. Science 153: 1068-1074.
275. Stolarski, M. J., Szczukowski, S., Tworkowski, J., Krzyżaniak, M. (2013): Cost of heat energy generation from willow biomass. Renewable Energy, 59, 100–104.
276. Stoltz, E., Greger, M. (2002): Accumulation properties of As, Cd, Cu, Pb and Zn by four wetland plant species growing on submerged mine tailings. Environmental and Experimental Botany 3: 271–280.
277. Šijačić-Nikolić Mirjana, Borivoj Krstić, Dragica Vilotić, Dragica Stanković, Rodoljub Oljača (2011): Comparative research of accumulation of heavy metals by woody plants and herbs. Fresenius Environmental Bulletin. Vol 20, No 12, 3095-3100. IF 0,630.
278. Šijačić-Nikolić Mirjana; Stanković Dragica; Krstić Borivoje, Vilotić, Dragica, Ivetić Vladan (2012): The potential of different lime tree (*Tilia* spp) genotypes for phytoextraction of heavy metals, Genetika, Vol 44, No 3, ISSN 0534-0012, 537-548 <http://www.dgsgenetika.org.rs/>
279. Тахтажян, Л. А. (1981): Цветковые растения. Том пятый, Часть вторая, Просвещение, Москва, 81-86.
280. Taiz, L., Zeiger, E. (2006): Plant Physiology. Sinauer Associates, Sunderland, USA, 764.
281. Tendel, J., Wolf, K. (1988): Distribution of nutrients and trace elements in annual rings of pine trees *Pinus silvestris* as an indicator of environmental changes. Experientia 44: 975-980.
282. Tharakan, P.J., Volk, T.A., Abrahamson, L.P. (2003): Woody biomass feedstock characteristics of willow and poplar clones at harvest. Biomass and Bioenergy 25: 571–580.
283. Tharakan, P.J., Volk, T.A., Nowak, C.A., Abrahamson, L.P. (2005): Morphological traits of 30 willow clones and their relationship to biomass production. Can. J. For. Res. 35, 421-431.
284. Tharakan, P.J., Volk, T.A., Lindsey C.A., Abrahamson, L.P., White, E.H. (2005): Evaluating the impact of three incentive programs on the economics of cofiring willow biomass with coal in New York State. Energy Policy, 33, 337-347.
285. Thijs, S., Witters, N., Janssen, J., Ruttens, A., Weyens, N., Herzig, R., Mench, M., Van Slycken, S., Meers, E., Meiresonne, L. (2018): Tobacco, sunflower and high biomass SRC clones show potential for trace metal phytoextraction on a moderately contaminated field site in Belgium. Front. Plant Sci.; 9, 1879.
286. Stajić, B., Vucković, M., Vucetić, G, Andrašev, S. (2012): Diameter growth and increment of artificially established black locust in S. N. R. Deliblato Sands. XX International Scientific and Professional Meeting “Ecological truth” ECO-Ist’12. 30 May - 2 June 2012, Hotel “Srbija TIS“, Zajecar, Serbia, 105-111
287. Stajić, B., Vučković, M. (2016): Rast i proizvodnost šuma - praktikum. Univerzitet u Beogradu, Šumarski fakultet, 144 p.
288. Tillman, D.A. (2000): Cofiring benefits for coal and biomass. Biomass and Bioenergy 19, 363–364.
289. Tiwary R.K., Dhar B.B. (1992): Environmental pollution from coal mining activities in Damodar River basin, India. Mine water and environment, Vol 13: 1-10.
290. Tominaga, J., Shimado, H., Kawamitsu, Y. (2018): Direct measurement of intercellular CO<sub>2</sub> concentration in a gas-exchange system resolves overestimation using the standard method. J.Exp.Bot.69(8):1981-1991.

291. Tong, Y.P., Kneer, R., Zhu, Y.G. (2004): Vacuolar compartmentalization: a second-generation approach to engineering plants for phytoremediation. *Trends in Plant Science* 9: 7–9.
292. Topić M, Borišev M, Župunski M, Tomičić M, Nikolić N, Pajević S, Krstić B, Pilipović A (2012): Recovery responses of photosynthesis, transpiration and wue in black poplar clones following water deficits *Topola/Poplar* No 189/190, 29-38.
293. Tózsér D, Magura, T., Simon, E. (2017) Heavy metal uptake by plant parts of willow species: A meta-analysis. *Journal of Hazardous Materials* 336, 101-109.
294. Tripathi, R.D., Srivastava, S., Mishra, S., Nandita, Singh, N., Tuli, R., Gupta, D.K., Maathuis, F.J.M. (2007): Arsenic hazards: strategies for tolerance and remediation by plants. *Trend Biotech* 25(4):159–165.
295. Turner, A.P. (1994): The responses of plants to heavy metals. In: Ross, S.M. (Ed.). *Toxic metals in soil-plant systems*. Chichester: Wiley, pp. 153-187.
296. Ulzen-Appiah, F. (2002): Soil organic matter in experimental shortrotation intensive culture (SRIC) systems: effects of cultural factors, season and age. Ph.D. Dissertation, State University of New York College of Environmental Science and Forestry, Syracuse, NY.
297. Urošević J., Jovanić F., Tadić V., Trivan G., Stanković D. (2023): Benefits of economic entities through the co-combustion of various clones from *Salix sp.* Genus and a mixture of different lignite samples. The 23rd International Scientific conference „Sakharov readings 2023: environmental problems of the XXI century“, 221-225.
298. Urošević, J., Stanković, D., Jokanović, D., Trivan, G., Rodzkin A., Jović, Đ., Jovanović, F. (2024): Phytoremediation Potential of Different Genotypes of *Salix alba* and *S. viminalis*. *Plants* 2024, 13(5), 735; <https://doi.org/10.3390/plants13050735>.
299. USEPA IRIS, Toxicological Review of Hexavalent Chromium. 2010. External Review Draft). U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC EPA/635/R- 10/004A.
300. Vacek, S., Kupka, I., Mikeska, M. (2009): Pestovani specialnih kultur. In: *Pestovani lesu III – Prakticne postupy pestovany lesu* (Poleno Z., Vacek S. a kolektiv). Kostolec nad Černými lesy.
301. Van der Ent, A., Baker, A.J.M., Reeves, R.D., Pollard, A.J., Schat, H. (2013): Hyperaccumulators of metal and metalloid trace elements: facts and fiction. *Plant and Soil* 362: 319–334.
302. 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.
303. Vapa M. (1993): Teški metali i zdravlje ljudi i životinja. Teški metali i pesticidi u zemljištu. Institut za ratarstvo i povrtarstvo, Novi Sad, 73–92.
304. Vasilev, A., Perez-Sanz, A., Semanem B., Carleer, R., Vangronsveld, J. (2005): Cadmium accumulation and tolerance of two *Salix* genotypes hydroponically grown in presence of cadmium. *Journal of Plant Nutrition* 28: 2159-2177.
305. Vassil, A.D., Kapulnik, Y., Raskin, I., Salt, D.E. (1998): The role of EDTA in lead transport and accumulation by Indian mustard. *Plant Physiology* 117: 447–453.
306. Vilotić, D. (2000): Usporedna anatomija drveta. Šumarski fakultet, Univerzitet u Beogradu, 176.
307. Vithanage, M., Dabrowska, B. B., Mukherjee, A. Arifin, B., Sandhi, A., Bhattacharya, P. (2012): Arsenic uptake by plants and possible phytoremediation applications: a brief overview *Environ Chem Lett* (2012) 10:217–224.
308. Volk, T.A. (2002): Alternative methods of site preparation and coppice management during the establishment of short-rotation woody crops. Ph.D. Dissertation, State University of New York College of Environmental Science and Forestry, Syracuse, NY.

309. Vučković, M., Stajić, B. (2005): Karakteristike rasta vrbe (*Salix alba*) i jove (*Alnus glutinosa*) na aluvijumu Crne Reke. Glasnik Šumarskog fakulteta u Banjoj Luci br. 4, p. 41-53.
310. Vysloulilová, M., Tlusto, P., Száková, J., Pavlíková, D. (2003): As, Cd, Pb and Zn uptake by *Salix* spp. clones grown in soils enriched by high loads of these elements. *Plant Soil Environ*; 49, 191–196.
311. Wali, B., Iqbal, M., Mahmooduzzafar, (2007): Anatomical and functional responses of *Calendula officinalis* L. to SO<sub>2</sub> stress as observed at different stages of plant development. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 202 (4):268–280. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2006.08.002>.
312. Wallace, A., Wallace, G.A., Cha, J.W. (1992): Some modifications in trace metal toxicities and deficiencies in plants resulting from interactions with other elements and chelating agents. The special case of iron. *Journal of Plant Nutrition* 15: 1589-1598.
313. Wani, K.A., Sofi, Z.M., Malik, J.A., Wani, J.A. (2020): Phytoremediation of heavy metals using *Salix* (willows). In *Bioremediation and Biotechnology*; Bhat, R., Hakeem, K., Dervash, M., Eds.; Springer: Cham, Switzerland, Volume 2, 257–268.
314. Wauchope, R.D. (1983): Uptake, translocation and phytotoxicity of As in plants. In: Lederer, W.H., Fensterheim, R.J. (Eds.), *As: Industrial, Biomedical, Environment Perspectives*. Van Nostrand Reinhold company, New York, USA.
315. Weih, M., Nordh, W-E. (2002): Characterising willows for biomass and phytoremediation: growth, nitrogen and water use of 14 willow clones under different irrigation and fertilisation *Biomass and Bioenergy* 23 397 – 413.
316. Wong, S.C., Cowan, I.R., Farquhar, G.D. (1979): Stomatal conductance correlates with photosynthetic capacity. *Nature* 282: 424–426.
317. Wu, J., Hsu, F.C., Cunningham, S.D. (1999): Chelate-assisted Pb phytoextraction: Pb availability, uptake, and translocation constraints. *Environmental Science & Technology* 33: 1898–1904.
318. Wuana R.A., Okieimen F.E. (2011): Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *ISRN Ecology* 1–20.
319. Xiong, Z-T., Zhao, F., Min-jing, L. (2006): Lead toxicity in *Brassica pekinensis* Rupr.: effect on nitrate assimilation and growth. *Environmental Toxicology* 21: 147-153.
320. Yaltirik, F. (1971): Taxonomical Study on the Macro- and Micro- Morphological Characteristics of Indigenous Maples (*Acer* L.) in Turkey. Istanbul, Istanbul University Press; 232.
321. Yang, H.M., Zhang, X.Y., Wang, G.X. (2004): Effects of heavy metals on stomatal movements in broad bean leaves. *Russian Journal of Plant Physiology* 51: 464–468.
322. Yang, X. (1996): Plant tolerance to nickel nutrients toxicity 2. Nickel effects on influx and transport of mineral nutrients in four plant species. *Journal of Plant Nutrition* 19: 265-279.
323. Yanitch, A.B., Gonzalez, N.J., Labrecque, E., Joly, M., Pitre, S. (2017): Transcriptomic Response of Purple Willow (*Salix purpurea*) to Arsenic Stress. *Front. Plant Sci.* 8:1115.
324. Yoshie, F. (1986): Intercellular CO<sub>2</sub> concentration and water-use efficiency of temperate plants with different life-forms and from different microhabitats. *Oecologia* 68, 370–374.
325. Yu, X-Z., Gu, J-D. (2007): Accumulation and distribution of trivalent chromium and effects on hybrid willow (*Salix matsudana* Koidz x *alba* L.) metabolism. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 52, 503-511.
326. Yu, X-Z., Gu, J-D., Xing, Li-Qun. (2008): Differences in uptake and translocation of hexavalent and trivalent chromium by two species of willows. *Ecotoxicology* 17: 747–755.
327. Zacchini, M., Pietrini, F., Mugnozza, G.S., Iori, V., Pietrosanti, L., Massaci, A. (2009): Metal tolerance, accumulation and translocation in poplar and willow clones treated with cadmium in hydroponics. *Water Air and Soil Pollution* 197: 23-34.

328. Zasoski, R.J.I., Porada, H.J., Ryan, P.J., Gessep, S.P. (1990): Observations of copper, zinc, iron and manganese status in western Washington forests. *For Ecol Manage* 37:7–25.
329. Zegada-Lizarazu, W., Elbersen, H. W., Cosentino, S. L., Zatta, A., Alexopoulou, E., Monti, A. (2010): Agronomic aspects of future energy crops in Europe. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 4(6), 674–691.
330. Zhang, S., (2003): Wood Quality Attributes and Their Impacts on Wood Utilization. XII World Forestry Congress. <https://www.fao.org/3/xii/0674-b1.htm>
331. Zhao, F.J., Wang, J.R., Barker, J.H.A., Schat, H., Bleeker, P.M., McGrath, S.P. (2003): The role of phytochelatins in arsenic tolerance in the hyperaccumulator *Pteris vittata*. *New Phytol* 159:403–410.
332. Zhu, N., Rosen, H. (2009): Perspectives for genetic engineering for the phytoremediation of arsenic-contaminated environments: from imagination to reality? *Curr Opin Biotechnol* 20:220–224.
333. Zimmermann, M.H. (1983): Xylem structure and the ascent of sap. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-22627-8>.

## БИОГРАФИЈА

<b>ЛИЧНИ ПОДАЦИ</b>	
Име и презиме  Јелена Урошевић	
Пословна адреса	ЕПС АД, Огранак РБ Колубара Светог Саве 1 11550 Лазаревац
Телефон	+38160 7010117
Е-mail	urosevicj75@gmail.com
Датум рођења	02. 04. 1975.
<b>РАДНО ИСКУСТВО</b>	Март 2020 – данас ЕПС АД  Мај 2018-март 2020 Институт за шумарство, Београд
<b>ОБРАЗОВАЊЕ</b>	Данас- Докторске студије на Шумарском факултету Универзитета у Београду  (2016-2017) Факултет за физичку хемију, Универзитет у Београду Звање: Мастер физикохемичар (1994- 1997, 2009- 2016) Хемијски факултет, Универзитет у Београду звање: Дипломирани хемичар (1990 - 1994) XI Београдска гимназија Смер: Природно-математички
<b>ПОЗНАВАЊЕ ЈЕЗИКА</b> Матерњи језик Други језици	Српски Енглески
<b>КОМПЈУТЕРСКЕ ВЕШТИНЕ</b>	Microsoft Office

	Добро познавање
	Microsoft Excel
	Добро познавање
<b>ПРОЈЕКТИ</b>	„Могућност примене рекултивације и ремедијације у циљу побољшања стања животне средине града Београда” (2021-2022), Градска управа града Београда - Секретаријат за заштиту животне средине РС.
	„Пошумљавање станишта аутохтоним врстама дрвећа на деградираном подручју општине Србобран“ (2016-2017), Министарство за заштиту животне средине.
	„Истраживања концентрације и акумулације полутаната на подручју Београда“ (2017-2018), Градска управа града Београда - Секретаријат за заштиту животне средине.
	„Ревитализација језера на локалитету Трешња постављањем система плутајућих острва“ (2018-2020), Градска управа града Београда – Секретаријат за заштиту животне средине.



## Изјава о ауторству

Име и презиме аутора Јелена Урошевић  
Број индекса:6/2018

### Изјављујем

да је докторска дисертација под насловом  
*Истраживање фиторемедијационог и енергетског потенцијала различитих клонова врба (Salix sp.)*

- резултат сопственог истраживачког рада;
- да дисертација у целини ни у деловима није била предложена за стицање друге дипломе према студијским програмима других високошколских установа;
- да су резултати коректно наведени и
- да нисам кршио/ла ауторска права и користио/ла интелектуалну својину других лица.

Потпис аутора

У Београду, \_\_\_\_\_

## Изјава о истоветности штампане и електронске верзије докторског рада

Име и презиме аутора

*Јелена Урошевић*

Број индекса

6/2018

Студијски програм

*Шумарство- Семенарство, расадничарство и пошумљавање*

Наслов рада

*Истраживање фиторемедијационог и енергетског потенцијала различитих клонова врба (Salix sp.)*

Ментори

*Др Душан Јокановић, ванредни професор  
Др Драгица Станковић, научни саветник*

Изјављујем да је штампана верзија мог докторског рада истоветна електронској верзији коју сам предао/ла ради похрањена у **Дигиталном репозиторијуму Универзитета у Београду**. Дозвољавам да се објаве моји лични подаци везани за добијање академског назива 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 аутора

У Београду, \_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

## Изјава о коришћењу

Овлашћујем Универзитетску библиотеку „Светозар Марковић“ да у Дигитални репозиторијум Универзитета у Београду унесе моју докторску дисертацију под насловом:

*Истраживање фиторемедијационог и енергетског потенцијала различитих клонова врба (Salix sp.)*

која је моје ауторско дело.

Дисертацију са свим прилозима предао/ла сам у електронском формату погодном за трајно архивирање.

Моју докторску дисертацију похрањену у Дигиталном репозиторијуму Универзитета у Београду и доступну у отвореном приступу 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 прерада**
4. Ауторство – некомерцијално – делити под истим условима
5. Ауторство – без прерада
6. Ауторство – делити под истим условима

У Београду, \_\_\_\_\_

Потпис аутора

\_\_\_\_\_

1. **Ауторство.** Дозвољаваате 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.** Дозвољаваате 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 прерада.** Дозвољаваате 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.** Дозвољаваате 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 прерада.** Дозвољаваате 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.** Дозвољаваате 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.