



УНИВЕРЗИТЕТ У КРАГУЈЕВЦУ
ПРИРОДНО-МАТЕМАТИЧКИ ФАКУЛТЕТ
ИНСТИТУТ ЗА БИОЛОГИЈУ И ЕКОЛОГИЈУ

Мр Снежана Р. Бранковић

УТИЦАЈ ГЕОЛОШКЕ ПОДЛОГЕ
НА САДРЖАЈ МЕТАЛА У БИЉКАМА

-Докторска дисертација-

Крагујевац, 2014. године

I Аутор
Име и презиме: Снежана Бранковић
Датум и место рођења: 08.01.1974. године, Крагујевац
Садашње запослење: Универзитет у Крагујевцу, Природно-математички факултет,
Институт за биологију и екологију, звање асистент
II Докторска дисертација
Наслов: Утицај геолошке подлоге на садржај метала у биљкама
Број страница: 213
Број слика: 25 слика, 27 графика, 61 табела
Број библиографских података: 320
Установа и место где је рад израђен: Универзитет у Крагујевцу, Природно-математички факултет
Научна област (УДК): Животна средина; Станиште биљака/Систематика биљака – 581.52/582
Ментор: др Драгана Павловић-Муратспахић, ванредни професор, Универзитет у Крагујевцу, Природно-математички факултет
III Оцена и одбрана
Датум пријаве теме: 21.03.2012. године
Број одлуке и датум прихватања докторске дисертације:
Комисија за оцену подобности теме и кандидата:
<p>др Драгана Павловић-Муратспахић, ванредни професор–ментор, Универзитет у Крагујевцу, Природно-математички факултет, научна област: Морфологија, систематика и филогенија биљака</p> <p>др Боривој Крстић, редовни професор, Универзитет у Новом Саду, Природно-математички факултет, научна област: Физиологија биљака</p> <p>др Аца Марковић, ванредни професор, Универзитет у Крагујевцу, Природно-математички факултет, научна област: Екологија и географија биљака и Заштита животне средине;</p> <p>др Марина Топузовић, ванредни професор, Универзитет у Крагујевцу, Природно-математички факултет, научна област: Морфологија, систематика и филогенија биљака</p>
Комисија за оцену и одбрану докторске дисертације:
<p>др Драгана Павловић-Муратспахић, ванредни професор у пензији - ментор, Универзитет у Крагујевцу, Природно-математички факултет, научна област: Морфологија, систематика и филогенија биљака</p> <p>др Боривој Крстић, редовни професор у пензији, Универзитет у Новом Саду, Природно-математички факултет, научна област: Физиологија биљака</p> <p>др Марина Топузовић, ванредни професор, Универзитет у Крагујевцу, Природно-математички факултет, научна област: Морфологија, систематика и филогенија биљака</p>
Датум одбране докторске дисертације:

ПРЕДГОВОР

Ова докторска дисертација је реализована у Институту за биологију и екологију Природно-математичког факултета у Крагујевцу и Институту за јавно здравље, сектор Хигијена и медицинска екологија у Крагујевцу.

Желела бих да се захвалим свима који су помогли у реализацији ове докторске дисертације.

Посебну захвалност дугујем ментору, дугогодишњој професорки др Драгани Павловић-Муратспахић, као и члановима комисије др Боривоју Крстићу и др Марини Топузовић, на помоћи у току израде рада и његовог уобличавања.

Ментору Драгани Павловић-Муратспахић захваљујем на помоћи коју ми је пружила током израде дисертације, за сва потребна знања, корисне сугестије, разумевање и стрпљење, са којим је пратила израду ове дисертације.

Мр Весни Матовић и колегама са Института за јавно здравље, сектор Хигијена и медицинска екологија у Крагујевцу, се срдечно захваљујем на дугогодишњој плодној сарадњи, као и великој и несебичној помоћи приликом читавања резултата који су презентовани у дисертацији.

Господину Милуну Јовановићу и колегама из Геолошког Института Србије у Београду, за корисне сугестије и помоћ везану за геолошке карте проучаваних локалитета.

Велику захвалност за помоћ у статистичкој обради резултата, подршку и разумевање дугујем др Вери Ђекић из Центра за стрна жита у Крагујевцу, др Ивани Радојевић, као и др Драгићу Банковићу са Природно-математичког факултета у Крагујевцу.

Професору др Аци Марковићу захваљујем на сугестијама везаним за лоцирање проучаваних локалитета и истраживаних биљака.

У лабораторијском раду велику помоћ и подршку сам имала од стране техничких сарадника Драгана Стојановића и Љиљане Макојевић.

Колегиници и дугогодишњем блиском сараднику др Радмили Глишић, дугујем велику захвалност на спремности да ми увек несебично помогне, подржи и разуме, на њеној пожртвованости, стручности и истрајности да ми помогне да се ухватим у коштац са проблемима и да пружи подстицај за нове идеје.

Захваљујем се господину Слободану Милошевићу, раднику и руководиоцу некадашњег предузећа за експлоатацију и прераду азбеста "Страгари-Азбест" у Страгарима за помоћ око сакупљања података везаних за локалитет јаловишта азбеста у Страгарима.

Драгим колегиницама др Ани Митровски-Богдановић, Светлани Степановић, Јасмини Обрадовић и Верици Варићек на великом разумевању, стрпљивости и топлој речи које су имале за мене.

Хвала свим добронамерним и искреним колегама са Института за биологију и екологију Природно-математичког факултета у Крагујевцу, који су желели да се овај рад приведе крају.

На помоћи, љубазности и предусретљивости захваљујем свим запосленима у школи за стране језике "Master centre", СЗР "Refil" и "Copy servis", као и у књиговезници "Kostić".

Ова докторска дисертација не би била реализована да није било увек присутне моралне, материјалне (целокупно истраживање за поребе ове тезе финансирано је од стране кандидата) и свеколике помоћи и подршке мојих ближњих пре свега супруга Петра, мојих родитеља, сестре Јелене, и само на њој својствен начин ћерке Ангелине. Захваљујем им се на њиховој подршци, стрпљењу, разумевању, и вери посебно у оним тренуцима када сам и сама посустајала у раду.

Докторску дисертацију посвећујем

ПОРОДИЦИ

Аутор

Снежана Бранковић

САДРЖАЈ

УВОД	1
<i>ОПШТЕ КАРАКТЕРИСТИКЕ ИСТРАЖИВАНИХ ЛОКАЛИТЕТА</i>	5
ЦИЉ ИСТРАЖИВАЊА	14
МАТЕРИЈАЛ И МЕТОДЕ	15
РЕЗУЛТАТИ РАДА И ДИСКУСИЈА	20
<i>САДРЖАЈ ИСПИТИВАНИХ МЕТАЛА У ЗЕМЉИШТУ НА ИСТРАЖИВАНИМ ЛОКАЛИТЕТИМА</i>	20
<i>САДРЖАЈ ИСПИТИВАНИХ МЕТАЛА У ПРОУЧАВАНИМ БИЉКАМА НА ИСТРАЖИВАНИМ ЛОКАЛИТЕТИМА</i>	55
САДРЖАЈ МЕТАЛА У БИЉКАМА НА ЛОКАЛИТЕТУ – СЕЛО КАМЕНИЦА	55
САДРЖАЈ МЕТАЛА У БИЉКАМА НА ЛОКАЛИТЕТУ – КАМЕЊАР	63
САДРЖАЈ МЕТАЛА У БИЉКАМА НА ЛОКАЛИТЕТУ – БРЂАНСКА КЛИСУРА	68
САДРЖАЈ МЕТАЛА У БИЉКАМА НА ЛОКАЛИТЕТУ – КОТРАЖА	75
САДРЖАЈ МЕТАЛА У БИЉКАМА НА ЛОКАЛИТЕТУ – КОВИОНИЦА	80
САДРЖАЈ МЕТАЛА У БИЉКАМА НА ЛОКАЛИТЕТУ – ВУЧЈАК	85
САДРЖАЈ МЕТАЛА У БИЉКАМА НА ЛОКАЛИТЕТУ – ГОЛО БРДО	91
САДРЖАЈ МЕТАЛА У БИЉКАМА НА ЛОКАЛИТЕТУ – ДУБОВАЦ	96

УПОРЕДНА АНАЛИЗА САДРЖАЈА МЕТАЛА У ПРОУЧАВАНИМ БИЉКАМА	103
УПОРЕДНА АНАЛИЗА САДРЖАЈА МЕТАЛА У БИЉКАМА УЗОРКОВАНИМ СА ИСТОГ ЛОКАЛИТЕТА	103
УПОРЕДНА АНАЛИЗА САДРЖАЈА МЕТАЛА У БИЉНОЈ ВРСТИ УЗОРКОВАНОЈ СА РАЗЛИЧИТИХ ЛОКАЛИТЕТА	115
УПОРЕДНА АНАЛИЗА САДРЖАЈА МЕТАЛА У БИЉКАМА ИСТОГ РОДА И ФАМИЛИЈЕ УЗОРКОВАНИХ СА РАЗЛИЧИТИХ ЛОКАЛИТЕТА	142
ЗАКЉУЧЦИ	191
ЛИТЕРАТУРА	196
БИОГРАФИЈА		

ИЗВОД

Геолошка подлога и на њој настала земљишта, као скуп еколошких фактора утичу на дивергенцију биљних облика и вегетацијских јединица. Поред хемијског састава геолошке подлоге, на вегетацију која се на њој развија, значајан утицај имају физичка структура и квантитативан однос појединих елемената и њихових соли у подлози, што се нарочито лепо може видети при компарацији вегетација насталим на различитим геолошким подлогама и земљиштима, као и компаративним упоређивањем хемијског садржаја њихових представника. Биолошки мониторинг подразумева примену живих организама као биоиндикатора промена у животној средини у простору и времену. Биљке су добри индикатори, обзиром да су прилагођене на специфична својства земљишта и геолошке подлоге својим морфо-физиолошким адаптацијама, и могу да послуже за утврђивање хемијског статуса одређеног места или области.

Ова докторска дисертација се бави проблематиком утицаја геолошке подлоге и земљишта која су се формирала на одређеном типу подлоге на садржај метала у биљкама. Циљеви ове дисертације фокусирани су на питања садржаја испитиваних елемената у земљишту и биљкама које расту на различитим геолошким подлогама, као и на указивање које биљне врсте, родове и фамилије можемо користити као добре индикаторе и хиперакумулаторе присуства одређених метала, као и могућности биоремедијације земљишта оптерећених повећаним концентрацијама одређених, нарочито тешких метала, што доприноси практичној примени добијених научних резултата.

Истраживано подручје обухвата локалитете који се налазе на различитим геолошким подлогама серпентиниту, кречњаку, андезиту и песку, и то пет локалитета са серпентинском геолошком подлогом (један од локалитета је на јаловишту азбеста), и по један са кречњачком, андезитном и песком као геолошком подлогом. Настанак и формирање земљишта на овим геолошким подлогама је различито и специфично, тако да условљава појаву особене флоре и вегетације. Прикупљено је 40 различитих биљних врста у оквиру 100 узорака биљака, обзиром да су неке врсте узорковане са више од једног локалитета. Одређиване су концентрације једанаест метала (калцијум, магнезијум, гвожђе, манган, бакар, цинк, никл, олово, кадмијум, кобалт и хром) у земљишту и узорцима припремљеним од целих биљака. Садржаји испитиваних метала у земљишту варирали су у зависности од врсте метала и природе геолошке подлоге на коме је земљиште настало, а средње вредности садржаја испитиваних елемената у земљишту имале су поредак: Mg>Fe>Ca>Ni>Mn>Cr>Co>Zn>Pb>Cu>Cd. Серпентинска земљишта, као и земљиште настало на кречњачкој геолошкој подлози садржала су Ni и

Cr изнад граничне вредности, вредности коју прописује Европска унија и максимално дозвољених концентрација прописаних за земљишта. Земљишта настала на серпентинској геолошкој подлози садрже Ni и Cr изнад ремедијационе вредности. Такође, на свим серпентинским локалитетима, као и на кречњачком локалитету утврђене су концентрације Co и Cd у земљишту више од прописане граничне вредности, а концентрације Co су више и од његове средње вредности утврђене за земљишта широм света.

Садржај испитиваних елемената у биљкама био је променљив, и зависио је од биљне врсте, врсте метала и природе геолошке подлоге са које су биљке узорковане, а средња вредност садржаја испитиваних елемената у биљкама имала је поредак: Ca>Mg>Fe>Ni>Mn>Cr>Zn>Cu>Co>Pb>Cd. Хемијска анализа и утврђивање хемијског статуса биљака једна је од метода којом се анализирају хемијска својства и промене у биосфери. Реакција биљака на хемијски стрес који узрокује дисбаланс елемената (било недостатак или сувишак елемента), не може се јасно дефинисати зато што биљке развијају током њихове еволуције, онтогенетског и филогенетског живота неколико биохемијских механизма који резултирају у адаптацији и толеранцији биљака на потпуно нову или животну средину у којој постоји хемијски дисбаланс. Биљке показују променљивост и некада специфичну способност да апсорбују елементе из земљишта, а мера усвајања елемената од стране биљака зависи од њихове појединачне способности, тако да су утврђене велике разлике у способности усвајања метала између различитих врста и генотипова биљака. Од 40 биљних врста које су биле укључене у истраживање, код 32 врсте су утврђени биолошки апсорпциони коефицијенти већи од јединице за 7 различитих елемената. Биолошки апсорпциони коефицијент већи од јединице за Cu показале су 22 биљне врсте; 21 врста за Zn; 7 за Ni; 5 за Mn; 2 за Cr и по једна за Pb и Mg. Врсте *Alyssum markgrafii* и *Alyssum murale* су хиперакумулатори Ni (на серпентинском локалитету село Каменица врста *Alyssum murale* је акумулирала скоро 4 пута више Ni, а ендемична хиперакумулаторска врста *Alyssum markgrafii* на серпентинском локалитету Камењар је акумулирала 3 пута више Ni од референтне хиперакумулаторске вредности).

Истраживања ове дисертације су покушала са разјасне питања утицаја геолошке подлоге на садржај неких елемената у биљкама, улогу и значај биљака у њиховој акумулацији, као и да сугерише које су биљне врсте добри индикатори, хиперакумулатори и тест врсте које се могу користити у биоремедијацији, све у циљу праћења, заштите и рестаурације проучаваних екосистема.

SUMMARY

Geological background and lands that it generated, as a set of environmental factors affect the divergence of plant forms and vegetation units. In addition to the chemical composition of the geological substrate, physical structures and quantitative relationship of individual elements and their salts in the substrate have a significant impact on vegetations that develop on that substrate, which is particularly well be seen when comparing the vegetation generated on different bedrocks and soils, as well as by comparative comparison of the chemical content of their representatives. Biological monitoring involves the use of living organisms as bio-indicators of environmental change, in space and time. Plants are good indicators, as they are adapted to the specific characteristics of soil and geological substrate by their morpho-physiological adaptations, and can be used to determine the chemical status of a particular place or region.

This dissertation deals with issues of the impact of geological substrates and soils, which are formed on a specific type of substrate to the metal content in plants. The aims of this dissertation focused on the question of the content of analyzed elements in soil and plants that grow on different geological substrates, as well as to highlight which plant species, genera and families can be used as good indicators and hyperaccumulators of the presence of certain metals, as well as the possibility of bioremediation of land burdened by increased concentrations of certain, particularly heavy metals, which contributes to the practical application of the scientific results obtained.

The studied area includes sites that are located on different geological substrates, serpentinite, limestone, andesite and sand, where five sites was with serpentinite geological substrate (one of the sites is on the asbestos tailings), and other ones with limestone (1), andesite (1) and sand (1) as the geological background. The genesis and soil formation on these geological substrates is different and specific, so that it leads to appearance of distinctive flora and vegetation. It was collected 40 different plant species in the scope of 100 samples of plants, with the respect that some species were sampled on more than one site. The concentrations of eleven metals (calcium, magnesium, iron, manganese, copper, zinc, nickel, lead, cadmium, cobalt and chromium) in the soil samples and samples prepared from whole plants were determined. In the soil, concentrations of metals analyzed varied depending on the type of metal and the nature of the geological substrate on which that soil is formed, and the mean values of element content in the soil had the next order: Mg>Fe>Ca>Ni>Mn>Cr>Co>Zn>Pb>Cu>Cd. Serpentine soils, as well as the soil developed

on limestone bedrock contained Ni and Cr above the limit value, the value set by the European Community, and the maximum allowed levels prescribed for the land. Soils formed on serpentine substrate contain Ni and Cr above remediation value. Also, at all serpentine sites, as well as at limestone location, the concentrations of Co and Cd in the soil were more than the prescribed limits, and Co concentrations were higher than its mean value determined for the land around the World.

Content of elements investigated in plants was variable and depended on the plant species, type of metal and the nature of the geological substrate from which plants were sampled, and the mean value of the element content in plants had the order: Ca>Mg>Fe>Ni>Mn>Cr>Zn>Cu>Co>Pb>Cd. Chemical analysis and determination of the chemical status of plants is one of the methods used to analyze the chemical properties and changes in the biosphere. The reaction of plants on the chemical stress, which imbalance of elements causes (either deficiency or excess of elements) can not be clearly defined because the plants develop several biochemical mechanisms during their evolution, ontogenetic and phylogenetic lives that result in adaptation and tolerance of plants to a whole new environment or environment where a chemical imbalance exists. Plants show variability and sometimes specific ability to absorb elements from the soil, and measure of that adoption of the elements depends on their individual ability, so the great differences in the ability of metal assimilation among different species and genotypes of plants were determined. Of the 40 plant species that were included in the study, at 32 species biological absorption coefficient were greater than one for 7 different elements. Biological absorption coefficient greater than one for Cu 22 species showed; 21 species for Zn, 7 for Ni, 5 for Mn, 2 for Cr and one for Pb and Mg, too. Species *Alyssum markgrafii* and *Alyssum murale* are hyperaccumulators of Ni (at the serpentine locality Kamenica village species *Alyssum murale* accumulated Ni nearly 4 times more, and endemic hyperaccumulator species *Alyssum markgrafii* on the serpentine locality accumulated Ni 3 times more than the reference hyperaccumulator value).

The researches included in this dissertation attempted to clarify the influence of geologic substrate on the content of some elements in plants, the role and importance of plants in their accumulation, as well as to recommend the plants, which are good indicators, hyperaccumulators and test species that can be used in bioremediation for the purpose of monitoring, protection and restoration of ecosystems examined.

УВОД

Површински слојеви литосфере (геолошка подлога, материнска стена, матични супстрат) представљају примарне изворе материјала од кога настаје земљиште. На основу генезе петрографије све стене делимо на еруптивне (настале кристализацијом и очвршћавањем), седиментне (настале таложењем продуката раније насталих стена уз учешће скелетних остатака изумрлих организама) и метаморфне (насталих преображајем раније формираних еруптивних или седиментних стена). Еруптивне стене чине 95% литосфере и можемо их поделити на: интрузивне (гранит, сијенит, диорит, габро, перидотити, пироксенити, серпентин) и ефузивне (кварц, порфир, андезит, дацит, базалт). У седиментне стене убрајамо: сипар, шљунак, лес, гипс, бигар, рожнац, кречњак и кречњачке доломите. У метаморфне стене убрајамо кристалне шкриљце (Јовановић и Батоћанин-Срећковић, 2006).

Земљиште представља смешу стена различитог минералног састава и хумуса, органске компоненте земљишта који представља биљне и животињске остатке минерализоване у различитом степену. Упркос томе што на образовање земљишта утичу бројни фактори, климатски услови и матична стена од кога земљиште настаје имају пресудну улогу у педогенетским процесима.

Познато је да хемијски састав земљишта одговара материнској стени од које земљиште настаје, а минералне и органске материје представљају најважније чиниоце од којих зависе физичке и хемијске особине земљишта. Такође, минерални састав земљишта се непосредно наслеђује из материнске стене, или се формира трансформацијом у њему уз пресудан утицај изворних минерала из супстрата (Вељовић, 1982). Извори минералног дела земљишта су стене и минерали који чине Земљину кору, тако да у природним земљиштима порекло елемента потиче из литосфере. За образовање земљишта су најзначајнији петрогени минерали који учествују у изградњи стена, и имају различити степен растворљивости. Промена примарних минерала (конституената матичне стене), путем физичких и хемијских процеса током времена, и процеси педогенезе који резултирају формирањем земљишних профила трансформацијом матичног материјала, доводе до развоја зрелог земљишта.

Земљиште је вишефазни систем у коме се константно одвијају физичке, хемијске и биолошке промене. Земљишни састав је прилично разнолик, и оно се састоји из три фазе: чврсте (минералне и органске), течне и гасовите. Чврсту фазу земљишта чине продукти распадања минерала пореклом од материнске стене, као и продукти разградње органских материја. Минерални елементи се јављају у земљишту у раствореном или везаном облику. Минерални део земљишта је растворен у незнатном делу (око 0.2%), и под дејством воде се испира и одлази из горњих слојева до слојева до којих коренови биљака не допиру. Око 98% минералних материја је у облику тешко растворљивих једињења (сулфати, фосфати, карбонати) и они се споро ослобађају, док је остали део адсорптивно везан за колоидне честице земљишта. Део минералних материја везан за колоиде земљишта није подложен испирању, има способност да се стално надокнађује, и учествује у снабдевању биљака минералним материјама. Размена јона између оних адсорбованих на површини земљишних колоида и корена може да се догоди у директном контакту ћелија корена са јонским омотачем колоидне честице, или посредно преко земљишног раствора. Елементи и њихови јони у земљишту воде порекло од матичне стене, али касније њихов квалитативни и квантитативни састав бива промењен педогенетским и антропогеним процесима.

Педогенетски процеси су у тесној вези са временом као компонентом у коме се континуирано одвијају. Они су стимулирани углавном климатским факторима, али на њих знатно утиче и матични супстрат од кога земљиште настаје, и вегетација. Такође, параметри земљишта зависе од неколико фактора од који су најзначајнији: рН

вредност, количина и минерални састав fine гранулометријске фракције, количина и врста органских материја, оксиди и хидроксиди гвожђа, мангана и алуминијума и микроорганизми. Главни видови педогенетских процеса укључују: подзолизацију, алкализацију, алуминизацију, латеризацију, сиализацију, хелацију и хироморфичке процесе. До формирања одређеног профила земљишта доводе неколико специфичних реакција, и мада постоји велика разноликост у педогенетским процесима они укључују следеће фазе: додатак органских и минералних материја у земљиште, њихов губитак из земљишта, транслокација ових материја (вертикална или хоризонтална) у оквиру соли и трансформација органских и минералних материја у земљишту. У контроли развоја одређене врсте земљишта пресудан утицај имају: клима (температура, падавине), вегетација и живи организми, матични супстрат (врста минерала), топографија (отворени или затворени системи), фактор време и антропогена активност (деградација, контаминација и ремедијација).

Земљиште је врло специфична компонента биосфере, зато што оно не представља само просту геохемијску компоненту која упија различите материје и контаминанте, већ има улогу као природна тампон-зона која контролише транспорт хемијских елемената и супстанци према атмосфери, хидросфери и живим организмима. Када се говори о статусу земљишта, у научним круговима фигурирају два прихваћена термина "*soil contamination*" и "*soil pollution*". Први се термин (Кнох et al., 1999) односи на земљиште чији је хемијско стање промењено у односу на нормални састав, али још увек нема штетан ефекат на организме. Други термин обухвата земљишта у којима се загађујуће материје или елементи јављају у вишим концентрацијама него што су њихове природне концентрације као резултат антропогене активности и изазивају штетан ефекат на околину и све њене компоненте (Kabata-Pendias, 2011).

Геолошка подлога и на њој настала земљишта, као скуп еколошких фактора утичу на дивергенцију биљних облика и вегетације. Утицај геолошке подлоге на биљни свет долази до пуног изражаја у иницијалним фазама развоја вегетације, а постепеним стварањем тла утицај подлоге бива све мањи, што доводи до конвергенције вегетације. Поред хемијског састава геолошке подлоге, на вегетацију која се на њој развија, значајан утицај имају физичка структура и квантитативан однос појединих елемената и њихових соли, што се нарочито лепо може видети при компарацији вегетације настале на различитим геолошким подлогама и земљиштима, као и компаративним упоређивањем хемијског састава њихових представника. Биљке су добри индикатори и могу да послуже за утврђивање хемијског статуса одређеног места или области. Witting (1993) је резимирао основне карактеристике добрих биоиндикатора као следеће: биоиндикатори имају могућност одговарајуће акумулације неколико или специфичних елемената; способност толеранције токсичности, и неосетљивост на акумулиране елементе; присутност индикатора у великом броју у екосистему; као и њихову широку дистрибуцију у различитим екосистемима.

Биљке су прилагођене на специфична својства земљишта и геолошке подлоге својим морфо-физиолошким адаптацијама (Вељовић, 1982). Оне представљају индикаторе који одражавају својства специфичног земљишта и геолошке подлоге (нитратне, калцифилне, неутофилне, ацидофилне, базифилне, силикатофилне биљке, серпентинофите и др.), обзиром да биљне врсте и генотипови истих врста имају различиту способност усвајања и коришћења минералних материја. Проучавањем геолошке подлоге и њеним утицајем на различите биљне врсте бавили су се бројни научници широм света (Maly, 1908-1928; Adamović, 1909; Cvijić, 1924; Novák, 1928; Markgraf, 1931; Hayek, 1933; Košanin, 1939; Pichli-Sermolli, 1948; Kruckeberg, 1954, 1984; Павловић 1951, 1953, 1955a,b, 1962, 1964, 1974; Walker, 1954; Ritter-Studnička, 1963, 1971; Vlečić, 1968, 1969; Veljović, 1971, 1982; Proctor, 1971; Панчић, 1976; Baker, 1981, 1989, 2000; Brooks, 1981, 1987; Marković, 1983, 1986; Radotić, 1982, 1988, 1992;

Stevanović, 1985, 1995, 2003; Tatić, 1969, 1981, 1992; Кастори, 1990, 1993; Reeves, 1992, 1996, 1997 2000, 2007; Witting, 1993; Глишић, 1993-1994, 1996; Hedrick, 1995; Топузовић, 1995; Shallari, 1998; Prasad, 1999; Petković, 2001; Adriano, 2001; Robinson, 2003; Zayed, 2003; Freitas, 2004; Đelić, 2005; Brady, 2005; Ernst, 1990, 2001, 2006; Kazakou, 2008, 2010; Bani, 2010; Kabata-Pendias, 2011).

Биолошки мониторинг подразумева примену живих организама као биоиндикатора промена у животној средини у простору и времену (Market, 2008). Термин биоиндикатори у науку је увео научник Clements, 1920. године да би означио организме који својим присуством на одређеном станишту јасно указују на еколошке услове тог станишта. Применом физичко-хемијских метода мониторинга екосистема добијамо егзактне податке о присуству и дистрибуцији појединачне загађујуће материје или групе загађујућих материја, и пратимо њихову емисију и имисију. Физичко-хемијске методе мониторинга екосистема дају прецизне податке, али су они доступни само у тачно одређеном тренутку времена. Предност биолошке индикације се базира на чињеници да живи организми могу да показују ефекат акумулације загађујућих материја у току дужег временског периода. У односу на то у ком од облика животне средине се прате промене, биолошки мониторинг можемо поделити: биолошки мониторинг загађености ваздуха, биолошки мониторинг загађености водене средине и биолошки мониторинг загађености земљишта (индикатор-организми су васкуларне биљке (врсте, популације и фитоценозе) као фитоиндикатори). Познавање биологије, екологије (идиоекологије), као и ширине еколошке валенце врсте за сваки појединачни фактор представља предуслов за опредељивање која ће се врста користити као биоиндикатор. Захваљујући способности виших биљака да апсорбују метале (посебно тешке метале) и друге полутанте из земљишта, да их транспортују кроз свој организам и акумулирају на одређеном месту заснива се њихова примена у фитоиндикацији. Поједина земљишта су природно или антропогено обогаћена различитим елементима, тешким металима или другим специфичним материјама, тако да се на њима развијају специјализоване врсте (генетички диференцирани хемоекотипови) који својим биохемијско-физиолошким, морфо-анатомским адаптацијама, ако и општим хабитусом одговарају на присуство полутаната и других материја присутних у подлози. Међу индикаторима полутаната земљишта наилазимо на организме различитих нивоа организације и различитих таксономских категорија који својим присуством указују на њихово постојање и/или њихове повећане концентрације у земљишту. Биљке које се развијају на земљиштима богатим металима су металофите, и могу бити индикатори одређених типова земљишта, односно минералних и рудних наслага на Земљи. Металофите акумулирају и складиште огромне количине метала ($0.5 - 25 \text{ gkg}^{-1}$ суве тежине биљке, што је и око 1000 пута више од количине неопходних микроелемента (Стевановић и Јанковић, 2001).

Ремедијација земљишта се примењује у свету дужи низ година, и односи се на праксу уклањања контаминаната или њиховом претварању у мање мобилне облике, односно у мање биодоступне форме. Прве конкретније акције у циљу ремедијације земљишта предузете су 60-тих година прошлог века у Јапану, где су високе концентрације кадмијума из земљишта уклоњена третманом са раствором ЕДТА и кречњаком. Бројне технике и методе укључене у ремедијацију земљишта које се данас примењују се базирају на биолошким, хемијским, физичким и топлотним/електричним технологијама.

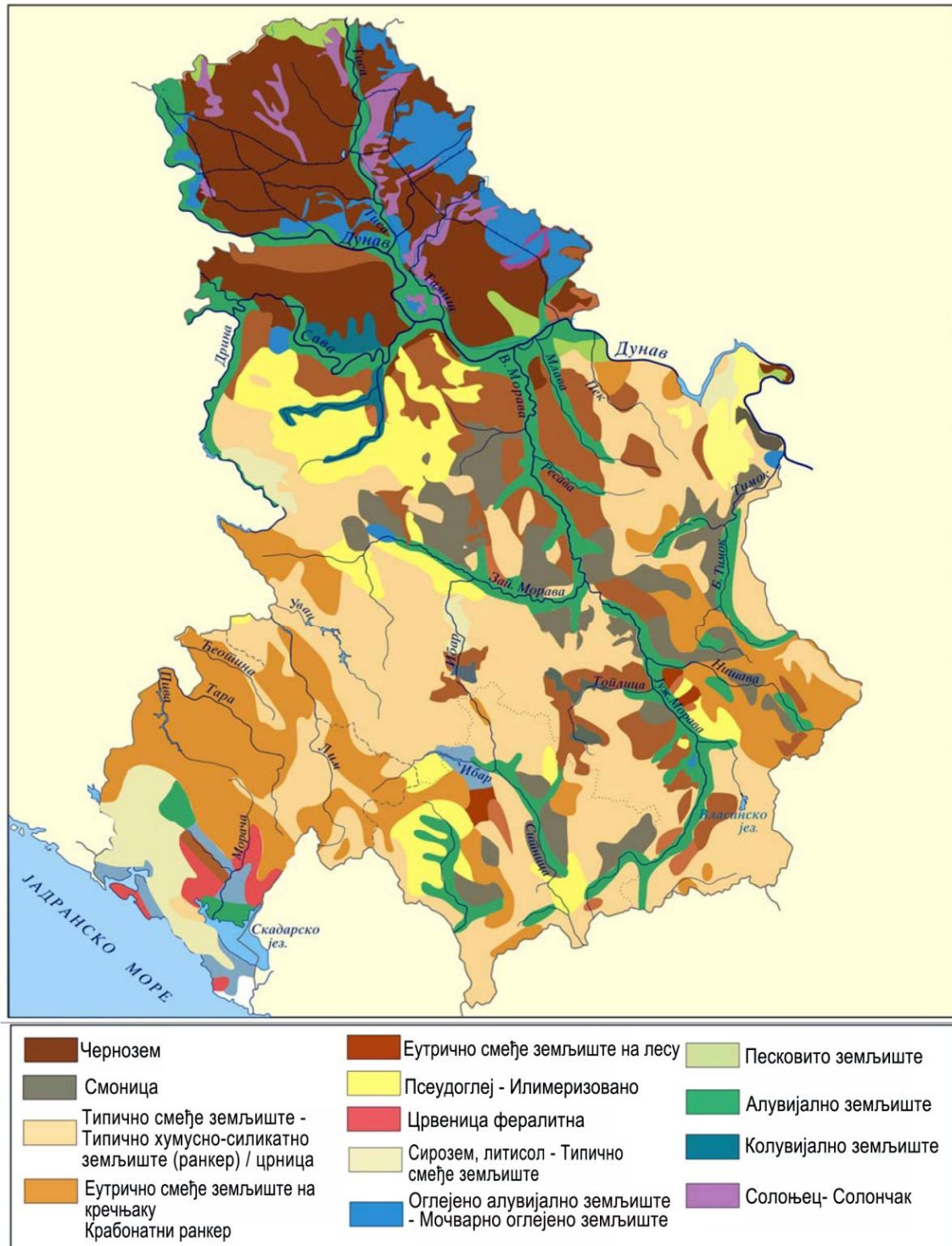
Познавање усвајања, транспорта, дистрибуције, акумулације и физиолошког дејства појединих елемената на живе системе има велики значај. Биљке представљају важну карику у кружењу елемената у природи, могу бити поуздан индикатор недостатка и/или сувишка појединих елемената, а у одређеним условима оне су и акумулатори елемената и могу се користити у фиторемедијацији. Биоремедијација (фиторемедијација) је стратегија чишћења животне средине у којој се биљке и њихове

микробне заједнице везане за коренов систем, користе да апсорбују и уклоне одређене елементе из загађених земљишта, транслоцирају се, и уграде у ткива биљака (Robinson et al., 2003; Wenzel, 2009). Ризофилтрација, фитостабилизација, фитоволатилизација и фитоекстракција су основне четири фиторемедијационе технике које поседују различите механизме у ремедијацији земљишта, седимента и воде (Chaney et al., 1997; Raskin et al., 1997; Barcelo and Poschenrieder, 2003; Prasad, 2003; Ghosh and Singh, 2005, Padmavathiamma and Li, 2007; Sarma, 2011). Ризофилтрација је фиторемедијациона техника која се највише користи за уклањање метала из акватичне средине. Ова техника подразумева гајење одабраних биљних врста (*Eichhornia crassipes*, *Hydrocotyle umbellata*, *Lemna minor*, *Helianthus annuus*, *Brassica juncea*) у лабораторијама, њихово пребацивање у воде загађене металима и другим полутантима (где оне апсорбују и концентришу полутанте у својим кореновима (пре свега) и стаблима), а затим њихово одстањивање из загађене средине чиме се и уклањају и полутанти (Zhu et al., 1999; Dushenkov and Kapulnik, 2000). Фитостабилизација (фоторесторација), је ремедијациона техника базирана на коришћењу биљака која стабилизује штетне материје и спречава њихово излагање ерозији путем ветра и воде, обезбеђује и усмерава контролу полутаната кретањем воденом снагом, и на тај начин онемогућава њихову вертикалну миграцију у подземну воду, такође обезбеђује физичку и хемијску имобилизацију полутаната путем сорпције кореновима биљака и/или хемијском фиксацијом за различите земљишне конституенте и материје којим се земљишта третирају (фосфатна ђубрива, органске материје, оксихидроксиди гвожђа и мангана, минерали глине и др.) (Berti and Cunningham, 2000; Schnoor, 2000). Фитоволатилизација представља фиторемедијациону технику која подразумева коришћење природних или генетски модификованих биљака које имају способност да апсорбују елементарне форме неких елемената (As, Hg, Se) из земљишта да их конвертују биолошким путем у гасовиту фазу (у оквиру биљка), и да гасовите полутанте испусте у атмосферу (Prasad and Freitas, 2003). Фитоекстракција је специфична техника чишћења загађених екосистема у којој биљке апсорбују метале и друге полутанте из земљишта путем кореновог система, транслоцирају их у своје надземне делове где их акумулирају, тако да после њихове жетве полутанти бивају одстрањени из загађене средине (Kumar et al., 1995; Lasat, 2002; McGrath and Zhao, 2003). У техникама фиторемедијације користе се хиперакумулатори, биљке које имају способност да усвоје метале изнад утврђених концентрација у земљишту, и више него друге врсте из истих земљишта. Chaney (1983) је први указао на могућност коришћења биљака хиперакумулатора у фиторемедијацији подручја која су загађена различитим металним полутантима. Међутим, биљке хиперакумулатори имају ограничени потенцијал у овој области обзиром да су мале и спорог раста, као и да обично имају малу биомасу, због тога што користе више енергије за неопходне механизме адаптације на високе концентрације метала у својим ткивима. Међу биљкама и/или генотиповима који могу да акумулирају метале и друге полутанте много више од њихових уобичајних концентрације наилазимо на око 450 врста (Robinson et al., 2003; Freitas, 2004).

Ова докторска дисертација се бави проблематиком утицаја геолошке подлоге и земљишта која су се формирала на одређеном типу подлоге на садржај метала у биљкама. Такође, резимирањем резултата различитих анализа ове дисертације покушаће да се одговори на питање које биљне врсте, родове и фамилије можемо користити као добре индикаторе присуства одређених метала, и које можемо сматрати хиперакумулаторним врстама, као и могућности биоремедијације земљишта оптерећених повећаним концентрацијама одређених, нарочито тешких метала, што доприноси практичној примени добијених научних резултата.

ОПШТЕ КАРАКТЕРИСТИКЕ ИСТРАЖИВАНИХ ЛОКАЛИТЕТА

Истраживано подручје обухвата локалитете који се налазе на различитим геолошким подлогама серпентиниту, кречњаку, андезиту и песку (Слика 1). Настанак и формирање земљишта на овим геолошким подлогама је различито и специфично, тако да условљава појаву и особене флоре и вегетације.



Слика 1. Типови земљишта у Србији (према Protić et al., 2005)

Проучавања настанка, морфолошке структуре, хемијског састава, заступљености и других карактеристика геолошких подлога на одређеном подручју рађена су, и даље се раде у целом свету, тако да постоје карте распрострањења типова геолошких подлога како у свету, тако и на подручју Републике Србије. У овом раду дата је карта Србије са типовима земљишта, као и геолошке карте локалитета где су рађена истраживања.

У оквиру ове докторске дисертације вршена су истраживања на осам локалитета, пет локалитета са серпентинском геолошком подлогом (један од локалитета је на јаловишту азбеста), и по један са кречњачком, андезитном и песком као геолошком подлогом. Локалитети са серпентинском геолошком подлогом су: у близини села Каменица, као и локалитет Камењар на путу Каменица – Гвоздац (Гоч), локалитет у Брђанској клисури, Котража код Страгара (јаловиште азбеста) и Ковионица код села Добрача. Истраживани су и локалитети: Голо брдо код Кнића са андезитном геолошком подлогом, Вучјак на путу Крагујевац-Топола са кречњачком и Дубовац у Делиблатској пешчари са песком као геолошком подлогом. У Табели 1 приказане су координате истраживаних локалитета са надморском висином, орјентацијом и типом геолошке подлоге истраживаних локалитета.

Табела 1. Координате истраживаних локалитета

редни број	локалитет	север (N)	исток (E)	надморска висина (m)	орјентација	геолошка подлога
1	село Каменица	73° 73' 442"	48° 58' 661"	299	NW	
		74° 76' 015"	48° 29' 676"	408	NW	
2	Камењар	74° 75' 817"	48° 27' 174"	425	NW	
		74° 75' 860"	48° 27' 214"	457	NW	
3	Брђанска клисура	74° 53' 909"	48° 71' 727"	307-340	N	серпентин
		74° 53' 814"	48° 70' 658"	313	N	
4	Котража	74° 74' 761"	48° 90' 490"	283-311	N	
5	Ковионица	74° 78' 732"	48° 79' 159"	314-356	W	
		74° 78' 757"	48° 78' 983"	380-383	W	
6	Вучјак	74° 78' 609"	48° 86' 876"	483	N	кречњак
		74° 78' 482"	48° 86' 661"	396-436	N	
7	Голо брдо	74° 75' 240"	48° 64' 893"	315	N	андезит
		74° 75' 239"	48° 64' 894"	320	N	
8	Дубовац	75° 18' 679"	49° 62' 215"	87	N	песак
		75° 20' 327"	49° 61' 551"	94	N	

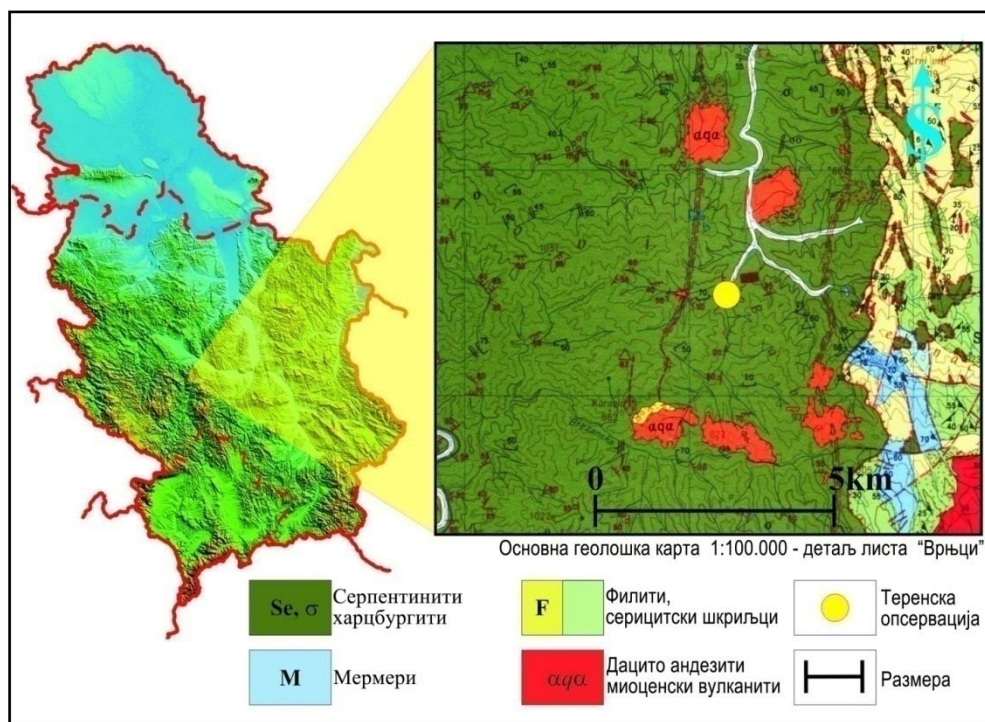
Серпентинити се срећу у виду великих серпентинских блокова или малих површинских стена у оквиру других геолошких формација у централној Босни, западној и централној Србији (Живковић, 1952). Од главне серпентинске масе Босне и Србије одвајају се фрагменти у Старој Рашкој, на планини Гочу, у долини Ибра (Рашка). Ибарски масив се протеже долином Ибра и на север долази до Брђанске клисуре код Горњег Милановца, а серпентински фрагменти избијају и код Страгара и села Добрача. Серпентинити се јављају у виду уског појаса који се пружа од Липовца на северу до Араповића на југу. Највеће распрострањење има део појаса око Страгара, где серпентинити достижу ширину од око 5 km. Најчешће се јављају серпентинити харцбургитског типа, изграђени од мрежастих серпентинита, бастита, зрна хромита, металичних минерала и честих жилица хризотил-азбеста.

Земљишта настала на ултрабазичним геолошким подлогама покривају велики број области у Србији, али је веома мали број података о флори и биохемијским особинама изолованих и малих серпентинских локалитета. Серпентинити се међусобно разликују по хемијским и физичким особинама, што је последица мешовитог хемијској састава неогених седимената, педолошког супстрата који је некада био под Панонским морем и језерима (Свијић, 1924). Обзиром да се серпентини разликују између себе по хемијским, физичким и другим особинама, намеће се потреба да се проуче и пореде различити серпентински локалитети.

Земљишта настала на локалитетима село Каменица и Камењар на Гочу, Брђанска клисура, Котража и Ковионица имају серпентин као геолошку подлогу у основи свога настанка ($H_4Mg_3Si_2O_9$, квалитативног састава $3MgO \cdot 2SiO_2 \cdot 2H_2O$ који представља секундарни хидратисани силикат). Серпентини воде порекло од базних и ултрабазних магматских стена габроидне магме (габро, диабаз, базалт) и перидотитне магме (перидотити). Термин ултрабазни карактерише стене са више од 70% феромагнезијумових или базних минерала (Kruckeberg, 2002; Tsiripidis et al., 2010). Феромагнезијски састојци ових стена оливин и пироксени када приме воду прелазе у хидратисане секундарне силикате (серпентин, антигорит, хризотил, азбест, талк) и граде серпентин. Они настају у процесу серпентинизације у условима умерене климе при чему почетне стене у овом процесу губе велики проценат Fe, K и Na, а повећавају проценат Al, Mg и Si (Топузовић, 1995; Јовановић и Батоћанин-Срећковић, 2006). Серпентин је зелене, беличасте или мрко-жуте боје у зависности од степена распадања, тако да у маси има шарени изглед, отуда подсећа на шаре змије (*serpentinus*-змијски). У физичком погледу серпентини су неповољни због својих дисгеогених својстава, тако да се под утицајем температурних колебања брзо троше, и на њима доминирају скелетна земљишта. Такође, земљишта настала на серпентинима због својих физичких карактеристика (велика инсолација, лоша текстура, температурна колебања и мали водни капацитет) представљају неповољну средину за раст и развиј биљака (Brooks, 1987; Kruckeberg, 2002; Brady et al., 2005). Поред скелетних земљишта на серпентинима се развијају и црнице (примарни развојни стадијум хумусних силикатних тла), смеђа серпентинска земљишта и на крају подзоласта земљишта у увалама и падинама са благим нагибом. Хумусно силикатно земљиште (ранкер, црница на серпентину) је плитког профила, а у његовом хумусном слоју биолошком акумулацијом је дошло до обогаћивања адсорпцијског комплекса Ca јонима, тако да је његова реакција слабо кисела до неутрална. Код јако диспергованих земљишта која не подлежу ерозији доминира процес закишељавања јер се испира Ca. Земљиште које се образује на серпентинитима услед недостатка фелдспата, алкалних и земноалкалних база не садржи глинене минерале или их садрже у малом проценту. Развојем тла и нагомилавањем хумуса мењају се и физички услови на серпентинима. Подлога је повољнија за биљни свет, мање се загрева и трпи мања колебања температуре, а трошењем стена и обогаћивањем подлоге ситном земљом долази до испирања база, тако да земљиште постаје киселије. Све ово доводи до промена у саставу биљног покривача и ишчезавања неутрофилних врста скелетних земљишта и појаве ацидофилних врста. Такође, на дубљим профилима који имају бољи води режим од плитких скелетних земљишта, долази до смене ксероморфних биљака, биљкама са мезоморфном грађом (становника ливада и шума које нису везане за серпентинску подлогу). Горе поменути проучавани локалитети на серпентинској геолошкој подлози имају плитко, скелетоидно земљиште без формираног јасног земљишног профила, са фракцијама песка и измешаним деловима стена.

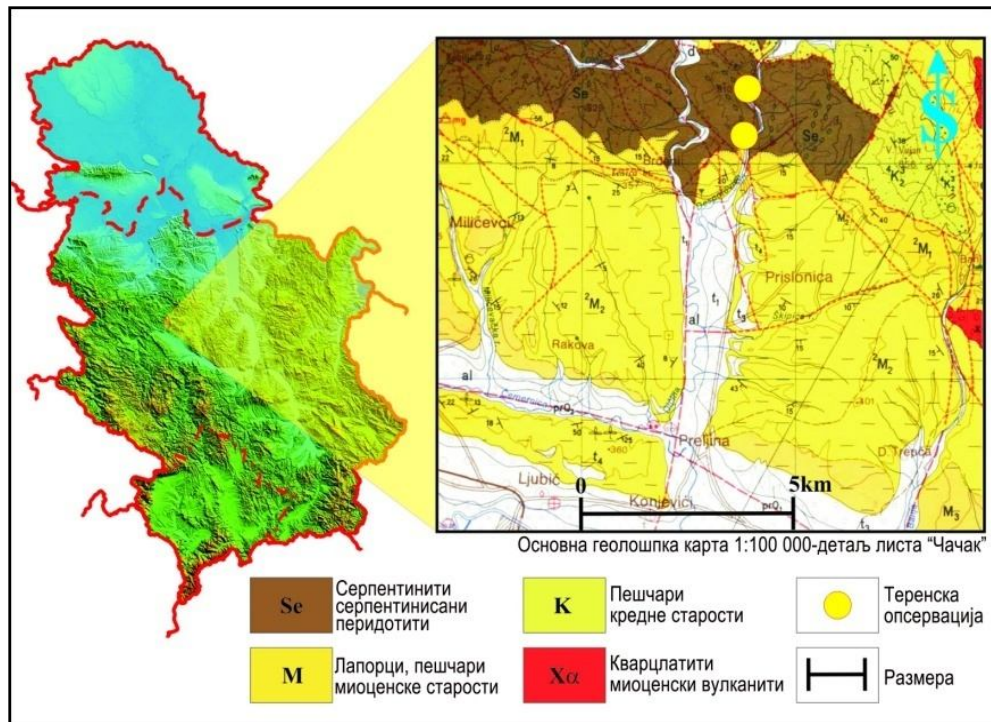
Локалитети **село Каменица и Камењар** се налазе у подножју планине Гоч (Слика 2). Подручје истраживања на локалитету село Каменица обухваћено је координатама 73° 73' 442'' N, 48° 58' 661'' E и 74° 76' 015'' N, 48° 29' 676'' E, са

надморском висином 299-408 m и NW експозицијом,. Локалитет Камењар се налази у оквиру координата 74° 75' 817'' N, 48° 27' 174'' E и 74° 75' 860' N', 48° 27' 214'' E, са надморском висином 425-457 m и NW експозицијом. На серпентинитима Гоча можемо срести следеће земљишне творевине: јако плитку скелетну; нешто дубљу скелетну праву и браунизирану скелетну рендзину, органску рендзину, смеђе и лесивирано земљиште (Гајић, 1984). У деловима где су заступњени перидотити и серпентинисани перидотити, срећемо земљишне типове почев од иницијалног стадијума сирозема, па преко проторенздине, рендзине, смеђег земљишта до лесивираног смеђег земљишта и псеудоглеја. Смеђа земљишта на серпентину имају дубљи профил, тежак механички састав, и упркос повољним хемијским особинама малу еколошку вредност. Она се одликују високим садржајем скелета у читавом профилу, сува су што је условљено великом пропустљивошћу, јаким загревањем јужних падина и тамном бојом серпентинског камења. Због потребе утврђивања утицаја геолошке подлоге на усвајање елемента од стране биљака, одабрана су два локалитета са вегетацијом насталом на јако плиткој скелетној редзини (Камењар) и нешто дубљој скелетној редзини (село Каменица) које припадају двема различитим асоцијацијом биљака *Potentillo-Stipetum pennatae* Mark. 1983 (Камењар) (Марковић, 1983) и заједница *Danthonietum calycinae* Cinc. et Kojić 1958 (село Каменица) (Станишта Србије, 2005).



Слика 2. Локалитети село Каменица и Камењар

Локалитет **Брђанска клисура** налази се у близини места Брђани, са десне стране пута Горњи Милановац – Чачак, на 4-6 km од Горњег Милановца (Слика 3). Овај локалитет је обухваћен координатама 74° 53' 909'' N, 48° 71' 727'' E; 74° 53' 814'' N, 48° 70' 658'' E, има N експозицију и надморску висину 307-340 m. У близини места Брђани присутан је серпентинисани харцбургиз-серпентинит (Радотић, 1982), а земљиште је по типу рендзина, скелетоидно, плитко 20 cm, измешано са крупнијим и ситнијим деловима стена.



Слика 3. Локалитет Брђанска клисура

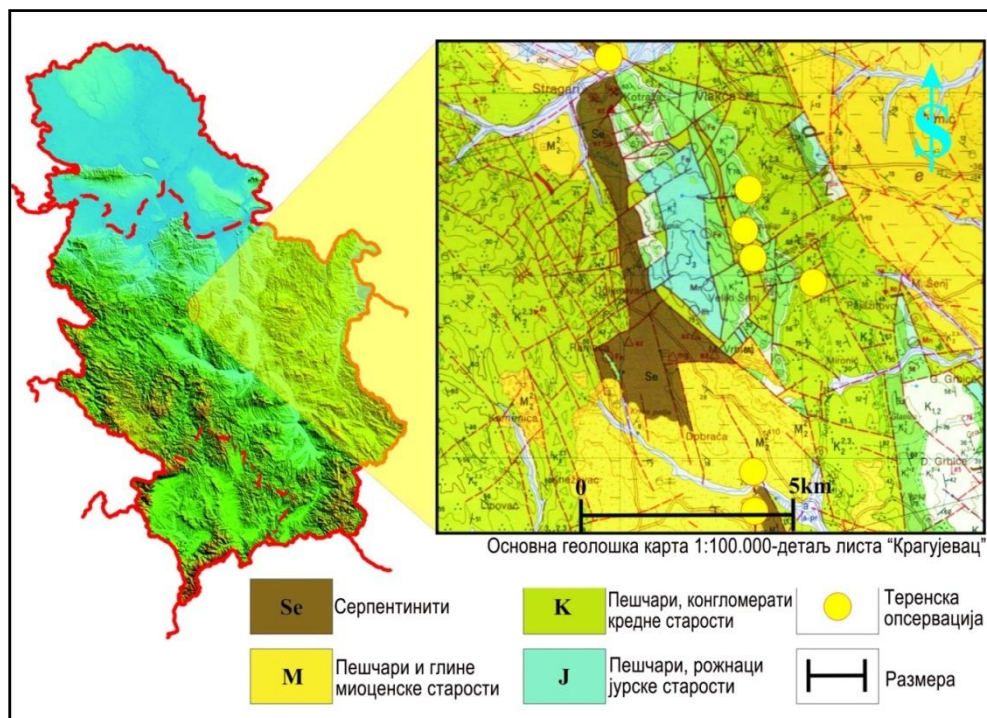
Према истраживањима Радотић (1982), у састојни у Брђанима едификаторску улогу имају врсте *Chrysopogon gryllus* и *Stipa pennata*, на основу чега се закључује да се ради о састојнама фитоценоза степских камењара на серпентину, у којима стена долази до изражаја. Фрагменти степске вегетацијске заједнице налазе се на локалитетима Брђани и Сувобор, на серпентинској геолошкој подлози, на надморским висинама 300-700 m, на јужним и југоисточним експозицијама великих нагиба 45-75%. Педолошки покривач је јако еродирани, плитак, на неким деловима станишта сачуван само између стена што је одлика камењара.

Према неким истраживањима, на стаништима серпентинске геолошке подлоге, у Брђанима, Страгарима и на Гочу, заступљена је заједница *Alyso-Chrysopogonetum grylli* Mark. 1983 (Марковић, 1983; Вићентијевић-Марковић, 2004). Фрагменти степске вегетације заступљени на поменути локалитетима се налазе на надморској висини 300-400 m, на црници на серпентину, лесивираној гајњачи и редзини на серпентину. Такође, фрагменти заједнице *Potentillo-Stipetum pennatae* Mark. 1983 заступљени су на серпентинима локалитета Брђани код Горњег Милановца и у широј околини села Каменица на Гочу на типичном скелетоидном земљишту типа црница на серпентину, настала директно сукцесијом термофилних шума и представља степске камењаре.

Чукара у селу **Котража** код Страгара у централном делу уже Србије је локалитет серпентинске жице на којој је процесом метаморфозе настао серпентинисани азбест, на коме се налази велико јаловиште флотације азбеста у виду свежих наслага азбеста (Ђурић, 1979; Татић и др., 1981). Локалитет Котража (Слика 4) је јако је стрм и претежно го, избраздан дубоким јаругама и смештен у оквиру координата 74° 74' 761'' Е, 48° 90' 490'' N, N експозиције и 283-311 m надморске висине. У перидотитском масиву у непосредној близини Страгара, налази и се веће лежиште азбеста које је формирано у контакту са кредним седиментима и јако је тектонизовано. Азбестна влакна (хризотилски тип, "кожаста азбест") су у виду превлака, сочивастих тела и међусобно се густо преплићу. Писаних података о лежишту азбеста у Страгарима готово да и нема, тако да су неки подаци прикупљани од становника, дугогодишњих радника и руководиоца некадашњег предузећа за експлоатацију и прераду азбеста

"Страгари-Азбест" у Страгарима. Према речима Слободана Милошевића дугогодишњег руководиоца једног од погона у фабрици азбеста, експлоатација лежишта руде азбеста у Страгарима почела је давне 1934. године. У периоду педесетих година изградњом погона суве сепарације и погона за производњу азбестних плоча, планском и значајном откривком са утврђеним и овереним резервама рудник азбеста у Страгарима постаје највећи произвођач азбеста у тадашњој Југославији и свету, са обезбеђеном сировинском базом и једним од најбогатијих лежишта у свету са средњим садржајем азбеста у руди која се креће 9-15%. Начин појављивања и физичка својства страгарачког азбеста чине га јединственим у свету. Страгарачки азбест је сребрнастоснежне боје, кожастог типа и припада хризотилним врстама чија је формула $8\text{MgO} \cdot 2\text{SiO}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, топи се на 1550°C , није отпоран према киселинама, има велику апсорпциону моћ, слаб је проводник топлоте, електрицитета и звука. Експлоатација руде се врши површинским копом наредних четрдесет година до обустављања производње и затварања фабрике, тако да је надомак копа формирано јаловиште на коме су одлагане велике количине материјала насталог после прераде азбеста.

Локалитет **Ковионица** представља серпентински фрагмент великог ибарског серпентинског масива и јавља се на брду Ковионици у селу Добрача (Слика 4). Серпентински појас овог дела Шумадије спушта се од Страгара и Котраже на југ преко Чунте, Клисуре, Угљаревца, поред Рамаће до Добраче са дужином до 21 km и просечном ширином од 1 km (Димитријевић, 1946). Локалитет је обухваћен координатама $74^\circ 78' 732''$ N, $48^\circ 79' 159''$ E, $74^\circ 78' 757''$ N, $48^\circ 78' 983''$ E, има N експозицију, и 314-384 m надморску висину.



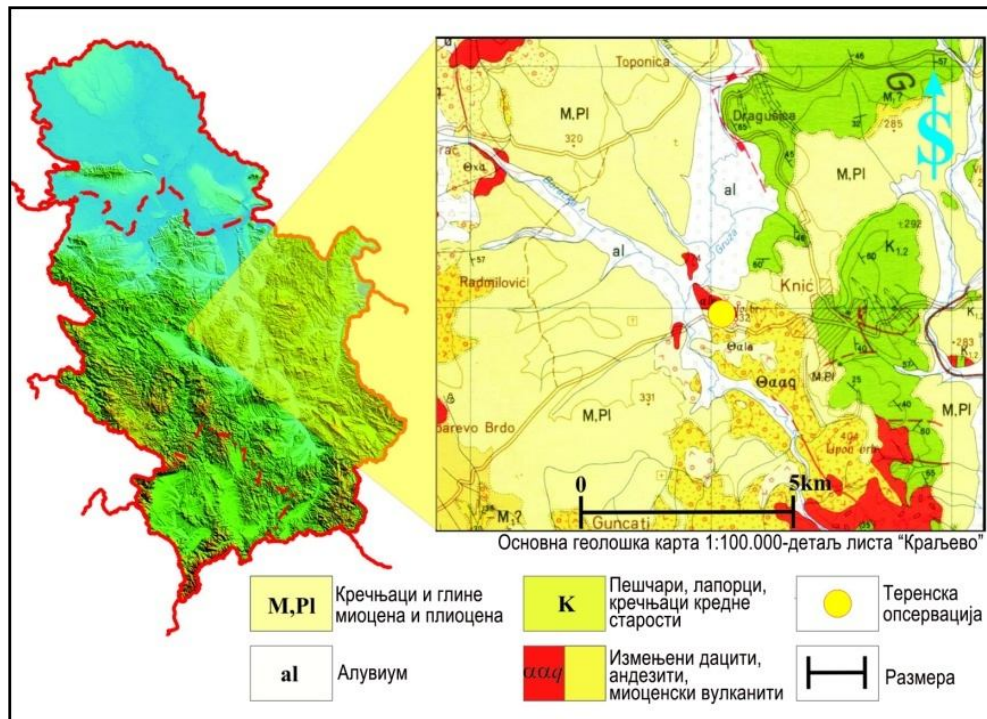
Слика 4. Локалитети Кортажа, Ковионица и Вучјак

Локалитет **Вучјак** представља део површинског копа кречњака који се некада интензивно користио за добијање негашеног креча. Овај локалитет се налази у близини Светиње, на 4 km од правца пута Крагујевац-Топола. Координате овог локалитета су $74^\circ 78' 609''$ N, $48^\circ 86' 876''$ E и $74^\circ 78' 482''$ N, $48^\circ 86' 661''$ E, локалитет има N експозицију, и налази се на надморској висини од 396-483 m (Слика 4). Пешчари, алевролити и слојевити кречњаци су откривени на малој

површини на Опленцу (западне падине), у мајданима на Вучјаку и у пределу Котраже. Они се јављају у виду дугачких сочива у кречњачком комплексу, мале су дебљине (ретко 75m) и изражене слојевитости. Док се масивни кречњаци јављају на већем простору и изграђују кречњачку греду Опленац-Вучјак-Крш-Рујевац. Слојевитост у овим кречњацима је ретко видљива, а боја је различита сива, бела или црвенкаста. На кречњачким стенама формира се плитко земљиште због спорог растварања CaCO_3 и MgCO_3 , и слабог ослобађања нерастворног минералног остатка. Земљиште овог локалитета је плитко, смеђе до црвенкасте боје, лако пропустљиво за воду, и стога представља у климатском погледу ксеротермно станиште.

Локалитет **Голо брдо** се налази у потолини коју образују масиви планине Рудик (1132m) и Гледићких планина (922m), односно Рудничко-Гледићки венац, и масиви Котленика (748m), типичне вулканске творевине, на који се надовезују висови Златни врх, Борач и Типац. Попут Липовог и Великог врха, Голо брдо представља одсечене делове планине Котленик на шта указује петрографско-минералошки састав (Марковић, 1986). Има облик самарице са правцем пружања SO-NW, а у основи заокреће према северу. Највиша кота Голог брда је 332 m. Проучавани локалитет се налази у оквиру координата $74^\circ 75' 240''$ N, $48^\circ 64' 893''$ E, $74^\circ 75' 239''$ N, $48^\circ 64' 894''$ E, има N експозицију, са надморском висином 315-332 m (Слика 5). Локалитет на Голом брду лежи на андезиту и дациту као геолошкој подлози. Андезит и дацит спадају у магматске ефузивне стене, а по садржају SiO_2 су неутралне, настале вулканским ерупцијама експлозивног карактера у миоцену (Марковић, 1986). Ова подлога садржи висок проценат Si, Al, Fe и Mg, а мало Ca. У педолошком погледу Голо брдо се налази у подручју појава оподзољавања, западно од подручја у коме су доминантне појаве огајњачавања. Педолошку основу Голог брда чине неогени седименти и еруптивне стене типа андезита и дацита, пореклом од избачене вулканске масе Котленика. Земљиште слемена и јужне падине припада типу гајњача, различите дебљине, док је околни брдски терен прекривен плитким скелетоидним земљиштима у коме доминирају процеси оподзољавања, оподзољеном смоницом и оподзољеном гајњачом, нарочито равни терени и падине које су експонирани северу.

Фрагменти степске вегетације у Шумадији имају карактер секундарне вегетације и најчешће настају директно, девастацијом термофилних шума, пашњака и ливада процесима њихове деградације и представљају секундарне екосистеме. На планини Котленику срећемо велики број различитих фрагмената степске вегетације, почев од веома типичних, па до оних који имају све израженија својства камењара и голети, и припадају фрагментима степске вегетације са едификаторском улогом врсте *Festuca vallesiaca*. Заједница *Chrysopogoneto-Festucetum vallesiaca* Velj. 1971 је издвојена на Голом брду и представља типичан фрагмент степске вегетације екстразоналног карактера далеко од зоне степе. Ова заједница се налази у облику рудина и пашњака на стаништима углавном девастираних шума климатогене заједнице *Quercetum farnetto-cerris* Rud.(1940) 1949, на малим надморским висинама (око 300 m) и благим нагибима јужне експозиције, на андезитној геолошкој подлози и различитим типовима земљишту – параподзолу, скелетоидном на шкриљцима и смеђем земљишту на андезиту (Вељовић, 1971; Марковић, 1986).



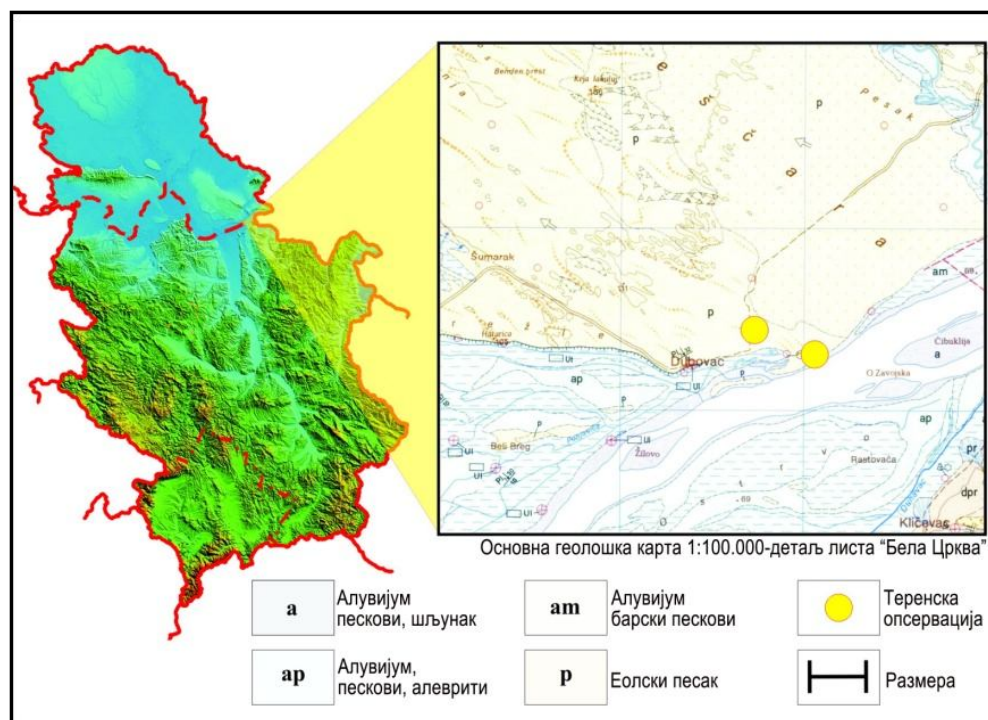
Слика 5. Локалитет Голо брдо

Локалитет **Дубовац** се налази у близини Ковина, и област је југоисточног дела Делиблатске пешчаре. Подручје истраживања овог локалитета је у оквири координата $75^{\circ} 18' 679''$ N, $49^{\circ} 62' 215''$ E и $75^{\circ} 20' 327''$ N, $49^{\circ} 61' 551''$ E, има N експозицију, са надморском висином 87-94 m (Слика 6). Делиблатска пешчара је саставни део јужнобанатског еолског фазијеса који има правац северозапад-југоисток, а пружа се од долине Тамиша (Самош) до Дунава (Дубовац, Паланка). Делиблатска пешчара представља пешчану зараван (плато) састављену од моћних наслага пешчаног наноса и одликама динског рељефа која се пружа у облику елипсе, дужине 35 km, ширине 10-12 km, и надморске висине 75-193 m. Карактеристика рељефа је живост и хетерогеност на целој површини, тако да Делиблатски песак можемо поделити на: Ниски, Средњи и Високи песак. Југоисточни део Пешчаре је најнижи, због чега се назива "Ниском пешчаром". Терен овог дела је благо заталасан са динама, чија надморска висина износи око 70-100 m, и благим нагибима. За овај део пешчаре карактеристичне су и широке удолине, нарочито за подручје које је ближе Дунаву, и за оно кроз које пролази пут Дубовац-Кајтасово, подручје у коме је истраживани локалитет (Стјепановић-Веселичић, 1953). Геолошка карта Војводине указује на то да су земљишта претежно настала на седиментним стенама пре свега типски и терасни лес, алувијални наноси и еолски песак (Делиблатски). Еолски песак је са типовима: ареносол, рендзине и чернозем (Кастори, 1993). На Делиблатској пешчари су формиран различити типови песка који су мозаично распоређени: црни, црни иловасте, забарени црни, смеђи, сиво-бели карбонатни и жути. Црни песак се налази око Дубовца, Маркушевог бунара, Константинове баре у правцу Делиблата, и око Велике Чоке. Овај песак је врло добро везан и садржи дубљи и плићи слој хумуса. Смеђи песак је добро везан, иако има мање хумуса, док је жути заузима највећи део пешчаре, и разноси га ветар јер на њему нема вегетације. На периферији Делиблатске пешчаре среће се чернозем који је песковит са различитим степеном песковитости (Пањковић, 1977). О минералошком саставу песка Делиблатске пешчаре Стјепановић-Веселичић (1953) говори да постоји одређени ред у погледу заступљености појединих минерала: кварц, калцит, распаднути феромагнезиски минерали, мусковит, биотит, гранит, зелени амфибол, калциски и нитриски фелдспади,

циозит, магнетит, стауролит и др. У минералошком саставу песка Делиблатске пешчаре доминира кварц (затим калцит). Од југоисточног ка северозападном делу пешчаре количина CaCO_3 се смањује. Упоредо са повећањем густине биљног покривача, односно са повећањем хумуса у подлози смањује се количина креча. Нестајање CaCO_3 у површинским слојевима черноземског песка одвија се због претварања CaCO_3 у бикарбонате под утицајем CO_2 и воде, а такође се и јони Ca^{2+} дислоцирају и везују за хумусне киселине.

Сви пескови присутни на Делиблатској пешчари спадају у генетски млада земљишта, без структурних агрегата која се одликују варирањем дебљине А хоризонта; малим садржајем Са и Р; опадањем учешћа глине и хумуса, повећање вредности рН, као и испирањем креча и повећањем његове количине са дужином. Еволуција овог земљишта везана за одређене вегетацијске типове и њихове сукцесије, и одвија се под утицајем вегетације у позитивном правцу. Такође, је и променљивост боје песка у директној вези са развитком различитих типова вегетације. Земљишни типови Делиблатске пешчаре сачињавају педогенетски низ од иницијалних земљишта на жутом песку до парарендзина черноземског типа и шумских земљишта у фази огањачавања. Заправо, еволуција земљишта пролази кроз неколико фаза од сирозема (генетски најмлађег земљишта, жути песак) преко органогене парарендзине (смеђи песак), затим прелазне парарендзине (црни и црно-иловасти песак) до развијеног типа земљишта.

Вегетација Делиблатске пешчаре показује смењивање фрагмената аутохтоних шума и шибљака са групацијама пешчарске и ливадске степске вегетације. Према Стјепановић-Веселичић (1953) на овом подручју је заступљено неколико типова вегетације: пешчарски, степски, мочварни и шумски. Пешчарска вегетација се развија на оголелом песку и формирају се асоцијације: *Corispermato-Polygonetum arenariae* Stjep.-Vesel. 1952 и *Festucetum vaginatae deliblatum* Stjep.-Vesel. 1953. На везаном песку се развија асоцијација *Koelerieto-Festucetum wagnerii* Stjep.-Vesel. 1953, *Chrysopogonetum pannonicum* Stjep.-Vesel. (1952) 1985 и *Festuceto-Potentilletum arenariae* Stjep.-Vesel. 1953. У југоисточном делу пешчаре развијају се асоцијације *Salicetum rosmarinifoliae* (P. Magyari) Stjep.-Vesel. 1953 и *Molinietum coeruleae* W. Koch. 1926. У средњем и југозападном делу пешчаре развијена је шумска вегетација асоцијације *Querceto-Tillietum tomentosae* Stjep.-Vesel. 1953, тако да уопште вегетација Делиблатске пешчаре има карактер шуме степе.



Слика 6. Локалитет Дубовац

ЦИЉ ИСТРАЖИВАЊА

Полазећи од становишта да се различите геолошке подлоге и земљишта настала на њима разликују у квалитативном и квантитативном садржају елемената, и да постоји зависност количине минерала у биљкама од минералног састава земљишта на којима оне расту, као и да садржај одређених елемената има велики значај за раст и развој биљака, истраживање у овом раду има за циљ:

Да покаже да ли и у којој мери геолошка подлога утиче на присуство, усвајање и акумулацију метала у биљкама.

Да би се остварио циљ овај рада примењивана су различита истраживања, и на основу њихових резултата покушано је да се одговори да ли и у којој мери геолошка подлога утиче на садржај метала у биљкама. Израда ове дисертације укључила су следећа истраживања:

- ❖ Одређивање квантитативног садржаја метала у земљиштима насталим на различитим геолошким подлогама.
- ❖ Утврђивање да ли постоје разлике у садржају испитиваних метала између проучаваних земљишта насталих на различитим геолошким подлогама.
- ❖ Утврђивање интерспецијске варијабилности у садржају метала код биљка узоркованих са истих локалитета.
- ❖ Утврђивање разлика у садржају метала код врста које су узорковане са више различитих локалитета и/или геолошких подлога.
- ❖ Утврђивање разлика у садржају метала код врста које припадају истом роду и истој фамилији које су узорковане на више различитих локалитета и/или геолошких подлога.
- ❖ Утврђивање степена биоконцентрације метала у биљкама, фитоиндикаторских и хиперакумулаторских карактеристика проучаваних биљака.
- ❖ Указивање на постојање генотипске специфичности у акумулацији метала.
- ❖ Указивање на еколошко стање проучаваних локалитета на основу садржаја метала у ткивима биљака хиперакумулатора и земљишту.
- ❖ Указивање на улогу биљака у фиторемедијацији полутаната, првенствено метала.

МАТЕРИЈАЛ И МЕТОДЕ ИСТРАЖИВАЊА

Теренски рад, прикупљање и узорковање материјала за истраживања којима се бави ова докторска дисертација обављени су током вегетацијских сезона од 2009. до 2011. године. Са одабраних локалитета сакупљани су узорци земљишта и биљног материјала (Слика 7).



Слика 7. Чланови тима на теренском раду

Узорци биљака су узимани на местима њихове највеће бројности и покривности. Биљни материјал је прикупљан по повољним временским условима, помоћу одговарајућег прибора. Приликом одабира биљних врста узоркованих са одређеног локалитета, бирани су доминантни таксони који се јављају у масовним популацијама, тако да је њиховим прикупљањем стваран репрезентативни узорак. Са поменутих локалитета биране су биљне врсте карактеристичне за дату геолошку подлогу, као и оне које се срећу на различитим геолошким подлогама ради компарације резултата. Прикупљено је 40 различитих биљних врста у оквиру 100 узорака биљака, обзиром да су неке врсте узорковане са више од једног локалитета (Табела 2).

Прикупљене су следеће биљне врсте: *Alyssum alyssoides* (L.) L.; *Alyssum markgrafii* O. E. Schulz; *Alyssum montanum* L.; *Alyssum murale* Waldst. et Kit.; *Artemisia absinthium* L.; *Artemisia alba* Turra (*Artemisia lobelii* All.); *Artemisia campestris* L.; *Artemisia vulgaris* L.; *Chamaespartium sagittale* (L.) P.Gibbs; *Cheilanthes maranthae* (L.) Domin.; *Chrysopogon gryllus* (L.) Trin.; *Cotinus coggygria* Scop.; *Dorycnium*

pentaphyllum Scop. subsp. *herbaceum* (Vill.) Rouy (*Dorycnium herbaceum* Vill.); *Eryngium campestre* L.; *Eryngium serbicum* Pančić; *Euphorbia amygdaloides* L.; *Euphorbia cyparissias* L.; *Euphorbia glabriflora* Vis.; *Euphorbia sequierana* Necker; *Halacsya sendtneri* (Boiss.) Dörfler.; *Helleborus odorus* Waldst et Kit. in Willd.; *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus* (Adamović) Merxm. & Podl. (*Helleborus serbicus* Adam.); *Lychnis viscaria* L. (*Viscaria vulgaris* Röhl.); *Melica ciliata* L.; *Potentilla cinerea* Chaix ex Vill. (*Potentilla arenaria* Borkh.); *Potentilla argentea* L.; *Potentilla visianii* Pančić; *Rumex acetosella* L.; *Rumex crispus* L.; *Sanguisorba minor* Scop.; *Saponaria officinalis* L.; *Sedum acre* L.; *Silene sendtneri* Boiss. (*Silene roemeri* subsp. *sendtnerii* (Boiss.) Jord. et Pan.); *Silene vulgaris* (Moench) Garcke; *Stachys scardica* (Griseb.) Hayek; *Stachys recta* L.; *Stipa joannis* Čelak.; *Stipa pennata* L.; *Teucrium chamaedrys* L. и *Teucrium montanum* L. (Слика 8).



Слика 8. Неке од проучаваних биљака

Табела 2. Проучаване биљке на истраживаним локалитетима

редни број	Flora Europea	Флора Србије	скраћеница	ЛОК. 1	ЛОК. 2	ЛОК. 3	ЛОК. 4	ЛОК. 5	ЛОК. 6	ЛОК. 7	ЛОК. 8
1	<i>Alyssum alyssoides</i> (L.) L.	<i>Alyssum alyssoides</i> (L.) L.	ALALY						•		•
2	<i>Alyssum markgrafii</i> O. E. Schulz	<i>Alyssum markgrafii</i> O.E. Schulz	ALMAR	•	•	•					
3	<i>Alyssum montanum</i> L.	<i>Alyssum montanum</i> L.	ALMON	•	•						
4	<i>Alyssum murale</i> Waldst. et Kit.	<i>Alyssum murale</i> Waldst. et Kit.	ALMUR	•		•	•	•			
5	<i>Artemisia absinthium</i> L.	<i>Artemisia absinthium</i> L.	ARABS				•				
6	<i>Artemisia alba</i> Turra; <i>Artemisia lobelii</i> All.	<i>Artemisia lobelii</i> All.	ARALB	•	•	•					
7	<i>Artemisia campestris</i> L.	<i>Artemisia campestris</i> L.	ARCAM								•
8	<i>Artemisia vulgaris</i> L.	<i>Artemisia vulgaris</i> L.	ARVUL						•		
9	<i>Chamaespartium sagittale</i> (L.) P.Gibbs	<i>Chamaespartium sagittale</i> (L.) P. Gibbs	CHSAG	•						•	
10	<i>Cheilanthes maranthae</i> (L.) Domin.	<i>Cheilanthes maranthae</i> (L.) Domin.	CHMAR		•	•					
11	<i>Chrysopogon gryllus</i> (L.) Trin.	<i>Chrysopogon gryllus</i> (L.) Trin.	CHGRY	•		•	•	•		•	•
12	<i>Cotinus coggygria</i> Scop.	<i>Cotinus coggygria</i> Scop.	COCO	•		•					•
13	<i>Dorycnium pentaphyllum</i> Scop. subsp. <i>herbaceum</i> (Vill.) Rouy	<i>Dorycnium herbaceum</i> Vill.	DOPEN	•	•						
14	<i>Eryngium campestre</i> L.	<i>Eryngium campestre</i> L.	ERCAM							•	
15	<i>Eryngium serbicum</i> Pančić	<i>Eryngium serbicum</i> Pančić	ERSEB				•	•			
16	<i>Euphorbia amygdaloides</i> L.	<i>Euphorbia amygdaloides</i> L.	EUAMY						•		
17	<i>Euphorbia cyparissias</i> L.	<i>Euphorbia cyparissias</i> L.	EUCYP			•	•	•	•	•	•
18	<i>Euphorbia glabriflora</i> Vis.	<i>Euphorbia glabriflora</i> Vis.	EUGLA	•	•						
19	<i>Euphorbia seguierana</i> Necker.	<i>Euphorbia seguierana</i> Neck.	EUSEG								•
20	<i>Halacsya sendtneri</i> (Boiss.) Dörfler.	<i>Halacsya sendtneri</i> (Boiss.) Dörfler.	HASEN			•					
21	<i>Helleborus odoratus</i> Waldst et Kit. in Willd.	<i>Helleborus odoratus</i> Waldst. et Kit.	HEODO			•	•	•	•		
22	<i>Helleborus multifidus</i> subsp. <i>serbicus</i> (Adamović) Merxm. & Podl.	<i>Helleborus serbicus</i> Adam.	HEMUL	•	•			•			

23	<i>Lychnis viscaria</i> L.	<i>Viscaria vulgaris</i> Röhl.	LYVIS								•	
24	<i>Melica ciliata</i> L.	<i>Melica ciliata</i> L.	MECIL	•		•	•	•	•			
25	<i>Potentilla cinerea</i> Chaix ex Vill.	<i>Potentilla arenaria</i> Borkh.	POCIN			•	•	•			•	•
26	<i>Potentilla argentea</i> L.	<i>Potentilla argentea</i> L.	POARG	•						•		
27	<i>Potentilla visianii</i> Pančić	<i>Potentilla visianii</i> Pančić.	POVIS	•								
28	<i>Rumex acetosella</i> L.	<i>Rumex acetosella</i> L.	RUACE		•			•			•	
29	<i>Rumex crispus</i> L.	<i>Rumex crispus</i> L.	RUCRI							•		
30	<i>Sanguisorba minor</i> Scop.	<i>Sanguisorba minor</i> Scop.	SAMIN	•			•	•	•	•		
31	<i>Saponaria officinalis</i> L.	<i>Saponaria officinalis</i> L.	SAOFF				•					
32	<i>Sedum acre</i> L.	<i>Sedum acre</i> L.	SEACR	•		•		•				•
33	<i>Silene sendtneri</i> Boiss.	<i>Silene roemeri</i> subsp. <i>sendtneri</i> (Boiss.) Jord. et Pan.	SISEN	•								
34	<i>Silene vulgaris</i> (Moench) Garcke	<i>Silene vulgaris</i> (Moench)	SIVUL							•		
35	<i>Stachys scardica</i> (Griseb.) Hayek	<i>Stachys scardica</i> Gris.	STSCA	•	•							
36	<i>Stachys recta</i> L.	<i>Stachys recta</i> L.	STREC	•	•	•				•	•	
37	<i>Stipa joannis</i> Čelak.	<i>Stipa joannis</i> Čelak.	STJOA									•
38	-	<i>Stipa pennata</i> L.	STPEN			•	•					
39	<i>Teucrium chamaedrys</i> L.	<i>Teucrium chamaedrys</i> L.	TECHA	•						•	•	•
40	<i>Teucrium montanum</i> L.	<i>Teucrium montanum</i> L.	TEMON	•	•	•						

локалитети: 1 – село Каменица; 2 - Каменар; 3 - Брђанска клисура; 4 - Котража; 5 - Ковионица; 6 – Вучјак; 7 – Голо брдо и 8 – Дубовац.

Земљиште је узорковано на местима са којих је узорковани биљни материјал. Координате места узорковања земљишта и биљног материјала одређивана су помоћу апарата GPS Garmin-etrex, vista HCx. Земљиште је сакупљано у близини кореновог система биљака на дубини од 1 до 10 cm. Ова дубина одговара кореновој зони већине зељастих биљака и жбунастох форми (Reeves et al., 2007). Узорак земљишта од 2 kg је прво сушен на ваздуху до ваздушно-сувог стања, при чему су из земљишта одстањени делови стена и крупне фракције. Средња проба земљишта је затим просејавана на ситима промера 2 mm, а мањи узорци тежине 10 g су поново просејавани и сушени 24 h на температури од 105°C (сушници марке Binder/Ed15053). Три грама тако припремљеног земљишта је коришћено за даљу хемијску обраду и анализу.

Биљни материјал је по узорковању са поменутих локалитета идентификован у лабораторији Института за биологију и екологију Природно-математичког факултета у Крагујевцу, уз помоћ стандардних кључева за детерминацију биљака: Jávorka and Csarody (1979), Флора Републике Србије (Јосифовић, 1970-1980) и Флора Европе (Tutin

et al, 1964-1980). Идентификован биљни материјал је осушен на собној температури, самлевен до праха, након чега је сушен у сушници (Binder/Ed15053), 24 h на температури од 105°C до константне тежине, чиме је припремљен за даљу хемијску поцедуру.

После сушења биљних и узорака земљишта одређена количина припремљеног материјала за хемијске анализе (3 g земљишта и 2 g биљног материјала) је мерена на аналитичкој ваги са тачношћу ± 0.1 mg. Одмерени узорак је пренет у балон по Кјелдалу и преливен са 10-20 ml концентроване HNO_3 . Реакциона смеша је загревана пажљиво пламеном, све док се раствор није упарио скоро до сува. Поступак је понављан све док раствор није постао бистар, а азотове паре нису престале да се ослобађају. После хлађења садржај у Кјелдаловом суду је преливен са 6 ml концентроване HClO_4 и суд даље загреван. Загревање је прекидано када је запремина у Кјелдаловом суду била око 3 ml, а раствор бистар и безбојан. (Ince, 1999; Wei et al., 2005). Охлађеном раствору додавана је дестилована вода. Потом је садржај из Кјелдаловог суда филтриран у нормални суд од 50 ml. Овако припремљени раствори су коришћени за одређивање садржаја метала у биљном материјалу и земљишту уз помоћ атомског апсорпционог спектрофотометра.

Одређиване су концентрације једанаест метала (калцијум (Ca), магнезијум (Mg), гвожђе (Fe), манган (Mn), бакар (Cu), цинк (Zn), никл (Ni), олово (Pb), кадмијум (Cd), кобалт (Co) и хром (Cr)) у земљишту и узорцима припремљеним од целих биљака. Очитавање концентрације проучаваних метала у биљном материјалу и земљишту рађено је у Институту за јавно здравље, сектор Хигијена и медицинска екологија у Крагујевцу коришћењем оптичке емисионе спектрометрије са индукованом спрегнутом плазмом, апаратом марке (ICP-OES iCAP 6500, ICP-20100908), директно из раствора. Детекциони лимити при одређивању концентрација метала у биљном материјалу за Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn, Ni, Pb, Cd, Co и Cr су: 0.0087, 0.007, 0.0053, 0.0051, 0.0056, 0.0055, 0.006, 0.003, 0.0027, 0.0054 и 0.0053 mgkg^{-1} , по наведеном реду. Детекциони лимити при одређивању концентрација метала у земљишним узорцима за Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn, Ni, Pb, Cd, Co и Cr су: 0.009, 0.007, 0.0056, 0.0065, 0.0076, 0.0051, 0.0059, 0.0089, 0.003, 0.0079 и 0.0092 mgkg^{-1} , по наведеном реду. Сваки узорак је прочитан у шест понављања, након чега је израчуната средња вредност и стандардна девијација. Такође је израчунат однос Ca/Mg у земљишту и проучаваним биљним врстама, као и биолошки апсорпциони коефицијент (однос садржаја метала у биљци и његовог садржаја у земљишту) (Kabata-Pendias, 2011). Концентрације метала у биљном материјалу и земљишту изражене су у mgkg^{-1} суве материје (mgkg^{-1} d.m.). Сви резултати су приказани табеларно или графички.

Разлике у концентрацијама метала у земљишту, у биљкама, као и између земљишта и биљака одређиване су методом анализе варијансе (One-Way Anova) и Kruskal-Wallis тестом факторијалног огледа за ниво значајности $p < 0.05$, $p < 0.005$ и $p < 0.001$. Такође је одређивана и статистичка значајност помоћу Pearson-овог корелационог коефицијента. Утврђивано је да ли постоји статистички значајна корелација у садржају метала између земљишта и биљака, у оквиру биљака истог локалитета, биљака истих родова/фамилија на истим и/или различитим локалитетима, као и врста које расту на више различитих локалитета. Корелациони коефицијент (r) је вреднован као: 0-0.3: нема корелације; 0.3-0.5: слаба корелација; 0.5-0.7: средња корелација; 0.7-0.9: висока корелација; 0.9-1.0: веома висока статистички значајна корелација. Сличност у садржају испитиваних метала у земљишту и биљкама, као и у земљишту и биљкама одређивана је Кластер методом (Hierarchical Cluster, Ward's method) (Ward, 1963; Brereton, 2003; Temple et al., 2006). Статистичка обрада резултата урађена је помоћу верификованог програма SPSS статистика (SPSS 17 for Windows).

РЕЗУЛТАТИ РАДА И ДИСКУСИЈА

На основу чињенице да постоји специфичност у квалитативном и квантитативном садржају елемената у земљиштима насталим на различитим геолошким подлогама, као и зависност количине минерала у биљкама од минералног састава земљишта на којима оне расту, постоји потреба да се одреди садржај елемената и минералних материја у биљном материјалу и земљишту на коме оне расту.

САДРЖАЈ МЕТАЛА У ЗЕМЉИШТУ НА ИСТРАЖИВАНИМ ЛОКАЛИТЕТИМА

Средње вредности концентрација испитиваних метала у земљишту на свим истраживаним локалитетима су приказане су у Табели 3.

Резултати нашег истраживања показују да су се средње вредности концентрација испитиваних метала у земљишту кретале у распону од 0.364 mgkg^{-1} за Cd на локалитету Дубовац до $74203.727 \text{ mgkg}^{-1}$ за Mg на локалитету Брђанска клисура. На свим истраживаним локалитетима утврђена је најнижа концентрација Cd. На локалитетима село Каменица, Камењар, Брђанска клисура и Котража утврђене су највише концентрације Mg, на локалитету Ковионица Ca, а на локалитетима Вучјак, Голо брдо и Дубовац највише концентрације Fe.

Средње вредности концентрације Ca су се кретале од $415.333 \text{ mgkg}^{-1}$ на локалитету Брђанска клисура до $46242.580 \text{ mgkg}^{-1}$ на локалитету Ковионица.

Средње вредности концентрације Mg су на прва четири серпентинска локалитета биле прилично високе. На локалитету Брђанска клисура забележена је највиша концентрација Mg ($74203.727 \text{ mgkg}^{-1}$), а најнижа на локалитету Голо брдо ($2287.958 \text{ mgkg}^{-1}$).

Концентрације Fe су биле у распону од $9499.400 \text{ mgkg}^{-1}$ на локалитету Голо брдо до $56233.467 \text{ mgkg}^{-1}$ на локалитету Камењар.

На локалитету Камењар забележена је и највиша концентрација Mn ($507.129 \text{ mgkg}^{-1}$), а најнижа на локалитету Голо брдо ($117.273 \text{ mgkg}^{-1}$).

Средње вредности концентрације Cu биле су од 32.598 mgkg^{-1} на локалитету Брђанска клисура до 1.017 mgkg^{-1} на локалитету Голо брдо.

На локалитету Камењар забележена је највиша концентрација Zn (36.346 mgkg^{-1}), а најнижа на локалитету Голо брдо (12.668 mgkg^{-1}).

Земљиште у Брђанској клисури је садржало највише Ni ($1081.855 \text{ mgkg}^{-1}$), а најниже земљиште на локалитету Голо брдо (4.103 mgkg^{-1}).

Садржај Pb се кретао од 10.285 mgkg^{-1} на локалитету Дубовац, до 39.375 mgkg^{-1} на локалитету Камењар.

Концентрације Cd су биле најниже од свих испитиваних метала и кретале су се од 0.364 mgkg^{-1} на локалитету Дубовац до 2.538 mgkg^{-1} на локалитету Камењар.

На локалитету Дубовац забележене су најниже концентрације Co и Cr (2.719 mgkg^{-1} ; 13.740 mgkg^{-1}). Земљиште на локалитету Камењар садржало највише Co (89.398 mgkg^{-1}), а земљиште на локалитету Котража је садржало највише Cr ($652.269 \text{ mgkg}^{-1}$).

На локалитету Камењар у земљишту утврђени су највећи садржаји Fe, Mn, Zn, Pb, Cd и Co, а на локалитету Брђанска клисура садржаји Mg, Cu и Ni. Хрома је највише било у земљишту на локалитету Котража, а Ca на локалитету Ковионица. Земљиште на локалитету Голо брдо садржало је најмање Mg, Fe, Mn, Cu, Zn и Ni, а на локалитету Дубовац најмање Pb, Cd, Co и Cr. Земљиште на локалитету Брђанска клисура је садржало најмање Ca.

Средња вредност садржаја испитиваних елемената у земљишту имала је поредак: Mg>Fe>Ca>Ni>Mn>Cr>Co>Zn>Pb>Cu>Cd.

Табела 3. Средње вредности концентрација¹ испитиваних метала [mgkg⁻¹] у земљишту на истраживаним локалитетима

локалитет/метал	село Каменица	Камењар	Брђанска клисура	Котража
Ca	1109.083±6.139	706.058±10.436	415.333±1.760	830.527±1.504
Mg	59603.585±312.001	56402.945±178.221	74203.727±218.031	70425.193±162.536
Fe	35709.918±320.899	56233.467±188.501	40635.903±176.314	31798.025±199.135
Mn	288.863±6.378	507.129±9.752	336.151±4.957	276.055±2.999
Cu	6.108±0.295	5.032±0.069	32.598±0.396	1.913±0.014
Zn	23.124±0.147	36.346±0.230	31.631±0.281	17.809±0.188
Ni	931.492±23.773	921.907±30.589	1081.855±4.011	740.926±19.957
Pb	13.205±0.085	39.375±0.195	17.695±0.156	11.510±0.115
Cd	1.407±0.006	2.538±0.008	1.620±0.010	1.137±0.013
Co	33.648±0.085	89.398±0.242	45.170±0.294	36.338±0.196
Cr	485.236±10.770	516.381±23.037	404.303±11.448	652.269±1.496

локалитет/метал	Ковионица	Вучјак	Голо брдо	Дубовац
Ca	46242.580±120.209	12623.913±83.479	2170.156±12.359	7489.553±33.297
Mg	36468.403±143.272	4724.556±21.489	2287.958±10.530	4376.709±8.993
Fe	18634.282±175.603	16911.715±133.672	9499.400±14.788	38863.327±183.117
Mn	336.373±1.948	494.821±6.420	117.273±0.508	166.028±1.626
Cu	2.709±0.025	8.979±0.108	1.017±0.014	4.675±0.076
Zn	18.051±0.131	32.356±0.155	12.668±0.029	17.342±0.132
Ni	335.595±1.833	97.228±0.271	4.103±0.020	11.153±0.037
Pb	15.655±0.067	31.245±0.138	10.640±0.068	10.285±0.029
Cd	0.878±0.019	1.000±0.006	0.404±0.006	0.364±0.011
Co	20.318±0.095	10.884±0.035	4.720±0.014	2.719±0.016
Cr	238.381±2.757	108.386±0.514	17.351±0.111	13.740±0.078

¹ средња вредност концентрације (n=6) ± стандардна девијација [mgkg⁻¹]

Однос концентрације Ca и Mg у земљишту је веома важан за правилан раст и развој биљака. За већину типова земљишта тај однос је приближно једнак јединици. Међутим, ултрабазична земљишта имају ниске вредности Ca и високе Mg, узрокујући ниску вредност Ca:Mg, што представља један од лимитирајућих фактора за раст и развој биљака на оваквим типовима земљишта. Однос Ca:Mg у истраживаним земљиштима се кретао од 0.006 у земљишту узоркованом на локалитету Брђанска клисура до 2.672 у земљишту локалитета Вучјак (График 1). Земљишта настала на серпентинитској геолошкој подлози су показала ниске вредности Ca:Mg (осим земљиште локалитета Ковионица).

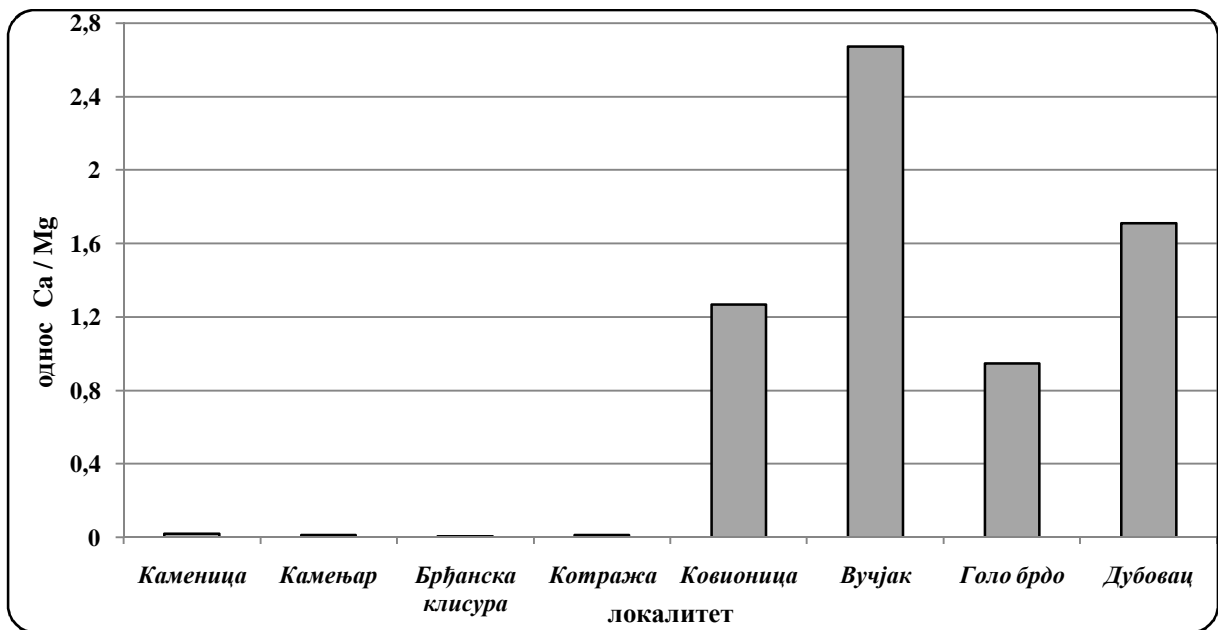


График 1. Однос концентрације Са и Mg у земљишту на истраживаним локалитетима

Резултати анализе варијансе између концентрације метала у земљишту на свим истраживаним локалитетима (Табела 4) показују да постоје статистички врло високо значајне разлике у садржају свих метала у земљиштима истраживаних локалитета.

Табела 4. Анализа варијансе између концентрација метала у земљиштима на свим истраживаним локалитетима

	F	p
Ca	516721.8	***
Mg	204281.7	***
Fe	38266.8	***
Mn	4218.1	***
Cu	19079.1	***
Zn	14578.1	***
Ni	5121.4	***
Pb	49834.4	***
Cd	26951.4	***
Co	192810.5	***
Cr	3640.6	***

p < 0.001 – врло високо значајно (***)

Резултати добијени применом Pearson-овог теста показују да нема корелације у садржају Са и Cu ако се упореде узорци земљишта са свих истраживаних локалитета (Табела 5). Такође, постоји статистички врло јака негативна корелација у садржају Ni, јака негативна корелација у садржају Mg, Cd, Co и Cr, значајна негативна корелација у садржају Fe и Zn, и слаба негативна корелација у садржају Mn, Pb између земљишта истраживаних локалитета.

Табела 5. Вредности коефицијента корелације (r) између концентрација метала у земљиштима на свим истраживаним локалитетима

	Ca	Mg	Fe	Mn	Cu	Zn	Ni	Pb	Cd	Co	Cr
r	0.25	-0.85	-0.57	-0.48	-0.28	-0.53	-0.93	-0.32	-0.83	-0.78	-0.85

r – Pearson-ов коефицијент корелације (0-0.3: нема корелације; 0.3-0.5: слаба корелација; 0.5-0.7: значајна корелација; 0.7-0.9: јака корелација; 0.9-1.0: врло јака корелација)

Поређењем земљишта узоркованог са локалитета **село Каменица** (Слика 9) и земљишта са осталих локалитета (Табела 6) утврђено је да постоје врло високо статистички значајне разлике у садржају свих метала у поређеним земљиштима (осим Ni (нема значајности) и Cr (значајна разлика) између земљишта локалитета село Каменица и Камењар; Mn (врло значајна разлика) између земљишта локалитета село Каменица и Котража). Такође, резултати анализе варијансе између концентрације метала у земљиштима насталим на серпентинској геолошкој подоци показују врло високо статистички значајне разлике у садржају свих испитиваних метала.



Слика 9. Село Каменица

Табела 6. Анализа варијансе између концентрација метала у земљишту на локалитету село Каменица и других локалитета

	село Каменица: Камењар		село Каменица: Брђанска клисура		село Каменица: Котража		село Каменица: Ковиноца	
	F	p	F	p	F	p	F	p
Ca	6648.2	***	70802.32	***	11653.93	***	843613.4	***
Mg	476.1	***	8827.77	***	5677.35	***	27245.2	***
Fe	18246.4	***	1086.00	***	643.74	***	13074.0	***
Mn	2105.2	***	205.61	***	19.82	0.001	304.5	***
Cu	75.6	***	17260.30	***	1205.77	***	787.6	***
Zn	14134.1	***	4323.15	***	2974.27	***	3994.3	***
Ni	0.4	0.558	233.39	***	226.16	***	3747.6	***
Pb	90421.7	***	3840.06	***	846.52	***	3092.5	***
Cd	69897.7	***	2075.25	***	2169.48	***	4409.2	***
Co	284122.4	***	8498.09	***	953.94	***	66119.0	***
Cr	9.0	0.013	159.08	***	1415.85	***	2958.2	***

	село Каменица: Вучјак		село Каменица: Голо брдо		село Каменица: Дубовац		село Каменица: Камењар: Брђанска клисура: Котража: Ковиноца	
	F	p	F	p	F	p	F	p
Ca	113544.4	***	213074.4	***	35473.1	***	849941.1	***
Mg	184755.6	***	187836.6	***	202251.4	***	29370.3	***
Fe	17545.1	***	437.1	***	39943.3	***	23378.4	***
Mn	3107.9	***	2089.8	***	4315.5	***	1484.3	***
Cu	499.2	***	132.3	***	1776.1	***	20101.0	***
Zn	11267.6	***	5172.5	***	29318.1	***	10039.3	***
Ni	7388.1	***	8992.4	***	9130.8	***	1292.9	***
Pb	74685.3	***	6365.4	***	3328.2	***	44337.4	***
Cd	12991.4	***	42656.4	***	87452.7	***	17213.4	***
Co	369391.1	***	768406.7	***	678612.1	***	104745.8	***
Cr	7329.3	***	11498.6	***	11322.6	***	885.6	***

p > 0.05 – није значајно; p < 0.05 – значајно; p < 0.01 – високо значајно; p < 0.001 – врло високо значајно (***)

Поређењем узорака земљишта са локалитета село Каменица и земљишта осталих истраживаних локалитета, резултати добијени применом Pearson-овог теста (Табела 7), показују да постоји статистички врло јака позитивна или негативна корелација у садржају метала између различитих земљишта, осим у садржају Mn између локалитета село Каменица и Котража (негативна јака корелација). Такође, нема статистички значајне корелација у садржају Ni између земљишта локалитета село Каменица и Камењар, али постоји значајна позитивна корелација у садржају Cr између земљишта ова два локалитета. Што се тиче земљишта насталих на серпентинској геолошкој подлози, резултати указују да постоји статистички јака позитивна корелација у садржају Ca, јака негативна корелација у садржају Ni; значајна негативна корелација у садржају Fe, Zn и Cd; и слаба негативна корелација у садржају Mg, Pb, Co и Cr, као и да не постоји статистички значајна корелација у садржају Mn и Cu.

Табела 7. Вредности коефицијента корелације (r) између концентрација метала у земљиштима између локалитета село Каменица и осталих локалитета

	Ca	Mg	Fe	Mn	Cu	Zn	Ni	Pb	Cd	Co	Cr
локалитети	r	r	r	r	r	r	r	r	r	r	r
село Каменица: Камењар	-1.00	-0.99	1.00	1.00	-0.94	1.00	-0.19	1.00	1.00	1.00	0.69
село Каменица: Брђанска клисура	-1.00	1.00	1.00	0.98	1.00	1.00	0.98	1.00	1.00	1.00	-0.97
село Каменица: Котража	-1.00	1.00	-0.99	-0.82	-1.00	-1.00	-0.98	-0.99	-1.00	0.99	1.00
село Каменица: Ковионоца	1.00	-1.00	-1.00	0.98	-0.99	-1.00	-1.00	1.00	-1.00	-1.00	-1.00
село Каменица: Вучјак	1.00	-1.00	-1.00	1.00	0.99	1.00	-1.00	1.00	-1.00	-1.00	-1.00
село Каменица: Голо брдо	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
село Каменица: Дубовац	1.00	-1.00	0.99	-1.00	-0.96	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
село Каменица: Камењар: Брђанска клисура: Котража: Ковионоца	0.70	-0.34	-0.68	-0.23	-0.12	-0.55	-0.75	-0.32	-0.61	-0.48	-0.37

r – Pearson-ов коефицијент корелације (0-0.3: нема корелације; 0.3-0.5: слаба корелација; 0.5-0.7: значајна корелација; 0.7-0.9: јака корелација; 0.9-1.0: врло јака корелација)

Резултати анализе варијансе између концентрације метала у земљишту на локалитету **Камењар** (Слика 10) и земљишта осталих истраживаних локалитета (Табела 8) показују да постоје врло високо статистички значајне разлике у садржају свих метала у земљиштима истраживаних локалитета осим у садржаји Mn између локалитета Камењар и Вучјак (значајна статистичка разлика у садржају Mn, $p=0.03$).



Слика 10. Камењар

Табела 8. Анализа варијансе између концентрација метала у земљишту на локалитету Камењар и других локалитета

	Камењар: Брђанска клисура		Камењар: Котража		Камењар: Ковиноца		Камењар: Вучјак	
	F	p	F	p	F	p	F	p
Ca	4527.78	***	836.2	***	854546.4	***	120407.8	***
Mg	23974.80	***	20277.2	***	45598.4	***	497260.0	***
Fe	21911.15	***	47648.2	***	127803.3	***	173727.2	***
Mn	1465.67	***	3077.8	***	1769.0	***	6.7	0.03
Cu	28278.34	***	11954.8	***	6084.4	***	5716.9	***
Zn	1013.23	***	23378.8	***	28747.3	***	1247.2	***
Ni	161.28	***	147.3	***	2196.4	***	4360.7	***
Pb	45078.31	***	90589.5	***	79074.6	***	6932.7	***
Cd	31167.57	***	50597.2	***	40139.7	***	131446.4	***
Co	80968.26	***	174664.2	***	425094.0	***	620086.6	***
Cr	113.90	***	207.9	***	861.5	***	1881.1	***

	Камењар: Голо брдо		Камењар: Дубовац	
	F	p	F	p
Ca	49155.2	***	226755.5	***
Mg	551258.8	***	510004.9	***
Fe	366543.1	***	26212.1	***
Mn	9563.3	***	7142.3	***
Cu	19788.9	***	72.7	***
Zn	62792.4	***	30965.8	***
Ni	5401.5	***	5318.9	***
Pb	115430.5	***	129875.6	***
Cd	271910.0	***	153775.0	***
Co	733811.1	***	767969.2	***
Cr	2815.6	***	2856.5	***

p < 0.001 – врло високо значајно (***)

Резултати добијени применом Pearson-овог теста (Табела 9) показују да постоји врло јака позитивна или негативна корелација у садржају метала у земљишту између локалитета Камењар и других истраживаних локалитета (осим у садржају Mn између локалитета Камењар и Вучјак).

Табела 9. Вредности коефицијента корелације (r) између концентрација метала у земљиштима између локалитета Камењар и осталих локалитета

локалитети	Ca r	Mg r	Fe r	Mn r	Cu r	Zn r	Ni r	Pb r	Cd r	Co r	Cr r
Камењар: Брђанска клисура	-1.00	1.00	-1.00	-1.00	1.00	-1.00	0.97	-1.00	-1.00	-1.00	-0.96
Камењар: Котража	0.99	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.97	-1.00	-1.00	-1.00	0.98
Камењар: Ковионица	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.99
Камењар: Вучјак	1.00	-1.00	-1.00	-0.63	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
Камењар: Голо брдо	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
Камењар: Дубовац	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.94	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00

r – Pearson-ов коефицијент корелације (0-0.3: нема корелације; 0.3-0.5: слаба корелација; 0.5-0.7: значајна корелација; 0.7-0.9: јака корелација; 0.9-1.0: врло јака корелација)

Резултати анализе варијансе између концентрације метала у земљишту на локалитету **Брђанска клисура** (Слика 11) и земљишта других локалитета (Табела 10) показују да постоје врло високо статистички значајне разлике у садржају свих метала у земљиштима истраживаних локалитета осим у садржају Mn између локалитета Брђанска клисура и Ковионица (нема статистичке значајности у садржају Mn, $p=0.921$).



Слика 11. Брђанска клисура

Табела 10. Анализа варијансе између концентрација метала у земљишту на локалитету Брђанска клисура и других локалитета

	Брђанска клисура: Котража		Брђанска клисура: Ковионица		Брђанска клисура: Вучјак		Брђанска клисура: Голо брдо		Брђанска клисура: Дубовац	
	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p
Ca	192964.1	***	871828.6	***	128271.5	***	118556.5	***	270077.5	***
Mg	1158.3	***	125524.4	***	603428.4	***	651255.1	***	614360.8	***
Fe	6624.8	***	46903.9	***	68982.5	***	185812.3	***	291.7	***
Mn	645.5	***	0.0	0.921	2296.1	***	11575.1	***	6380.0	***
Cu	36042.6	***	34101.5	***	19898.1	***	38177.7	***	28816.4	***
Zn	10018.8	***	11516.0	***	30.7	***	27037.7	***	12733.8	***
Ni	1683.0	***	171789.6	***	359890.4	***	433144.5	***	427470.9	***
Pb	6124.1	***	869.3	***	25464.7	***	10307.3	***	13099.8	***
Cd	5504.6	***	7619.9	***	17860.6	***	72960.0	***	46027.5	***
Co	3750.4	***	38825.8	***	80386.4	***	113208.5	***	124581.0	***
Cr	2767.7	***	1191.2	***	4000.9	***	6854.3	***	6983.1	***

$p > 0.05$ – није значајно; $p < 0.001$ – врло високо значајно (***)

Резултати добијени применом Pearson-овог теста (Табела 11) показују да постоји врло јака позитивна или негативна корелација у садржају свих испитиваних метала у земљишту између локалитета Брђанска клисура и земљишта других истраживаних локалитета, осим између локалитета Брђанска клисура и Ковионица где не постоји

статистичка значајност у садржају Mn, као и између локалитета Брђанска клисура и Вучјак, где је утврђено да постоји јака позитивна корелација у садржају Zn у земљиштима између ова два локалитета.

Табела 11. Вредности коефицијента корелације (r) између концентрација метала у земљиштима између локалитета Брђанска клисура и других локалитета

локалитети	Ca r	Mg r	Fe r	Mn r	Cu r	Zn r	Ni r	Pb r	Cd r	Co r	Cr r
Брђанска клисура: Котража	1.00	-1.00	-1.00	-0.99	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	1.00
Брђанска клисура: Ковионица	1.00	-1.00	-1.00	0.03	-1.00	-1.00	-1.00	-0.99	-1.00	-1.00	-1.00
Брђанска клисура: Вучјак	1.00	-1.00	-1.00	1.00	-1.00	0.87	-1.00	1.00	-1.00	-1.00	-1.00
Брђанска клисура: Голо брдо	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
Брђанска клисура: Дубовац	1.00	-1.00	-0.98	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00

r – Pearson-ов коефицијент корелације (0-0.3: нема корелације; 0.3-0.5: слаба корелација; 0.5-0.7: значајна корелација; 0.7-0.9: јака корелација; 0.9-1.0: врло јака корелација)

Земљишта локалитета Котража и Ковионица се статистички значајно разликују у садржају Zn, а земљишта локалитета Котража и Дубовац се врло значајно разликују у садржају овог метала (Табела 12). Утврђено је такође, да се садржаји осталих испитиваних метала у земљишту између локалитета Котража и земљишта других проучаваних локалитета статистички врло високо значајно разликују (Слика 12).

Табела 12. Анализа варијансе између концентрација метала у земљишту на локалитету Котража и других локалитета

	Котража: Ковионица		Котража: Вучјак		Котража: Голо брдо		Котража: Дубовац	
	F	p	F	p	F	p	F	p
Ca	856152.3	***	119709.6	***	69465.0	***	239486.	***
Mg	147373.0	***	963530.6	***	1050030.	***	987757.	***
Fe	14749.4	***	23114.5	***	74821.	***	4092.	***
Mn	1707.1	***	5719.3	***	16352.	***	6243.	***
Cu	4653.1	***	25262.7	***	12440.	***	7642.	***
Zn	6.7	0.03	21389.6	***	4362.	***	25.	0.001
Ni	2454.2	***	6240.7	***	8178.	***	8023.	***
Pb	5848.7	***	72736.5	***	254.	***	642.	***
Cd	799.3	***	567.1	***	16810.	***	12993.	***
Co	32618.7	***	98415.0	***	155881.	***	175907.	***
Cr	104427.9	***	708969.8	***	1074295.	***	1089597.	***

p < 0.05 – значајно; p < 0.01 – врло значајно; p < 0.001 – врло високо значајно (***)



Слика 12. Котража

Резултати овог истраживања указују на значајану позитивну корелацију у садржају Zn у земљиштима локалитета Котража и Ковионица, као и јаку негативну корелацију у садржају овог метала између локалитета Котража и Дубовац (Табела 13). Такође је утврђено, да је корелација у садржају осталих испитиваних метала у земљишту врло високо позитивно или негативно статистички значајна ако упоредимо локалитет Котража и друге истраживане локалитете.

Табела 13. Вредности коефицијента корелације (r) између концентрација метала у земљиштима између локалитета Котража и осталих локалитета

локалитети	Ca г	Mg г	Fe г	Mn г	Cu г	Zn г	Ni г	Pb г	Cd г	Co г	Cr г
Котража: Ковионица	1.00	-1.00	-1.00	1.00	1.00	0.63	-1.00	1.00	-0.99	-1.00	-1.00
Котража: Вучјак	1.00	-1.00	-1.00	1.00	1.00	1.00	-1.00	1.00	-0.99	-1.00	-1.00
Котража: Голо брдо	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.98	-1.00	-1.00	-1.00
Котража: Дубовац	1.00	-1.00	1.00	-1.00	1.00	-0.84	-1.00	-0.99	-1.00	-1.00	-1.00

r – Pearson-ов коефицијент корелације (0-0.3: нема корелације; 0.3-0.5: слаба корелација; 0.5-0.7: значајна корелација; 0.7-0.9: јака корелација; 0.9-1.0: врло јака корелација)

Резултати анализе варијанси између концентрација метала у земљишту између локалитета **Ковионица, Вучјак, Голо брдо и Дубовац** (Слике 13, 14, 15, 16) показују да постоји врло високо статистички значајна разлика у концентрацији испитиваних метала између земљишта поређених локалитета, што се могло и очекивати обзиром да су земљишта настала на различитим геолошким подлогама (Табела 14).



Слика 13. Ковионица



Слика 14. Вучјак

Табела 14. Анализа варијансе између концентрација метала у земљиштима локалитета Ковионица, Вучјак, Голо брдо и Дубовац

	Ковионица: Вучјак		Ковионица: Голо брдо		Ковионица: Дубовац	
	F	p	F	p	F	p
Ca	316601.1	***	798075.5	***	579139.8	***
Mg	288064.2	***	339662.4	***	299853.6	***
Fe	365.5	***	16122.2	***	38144.3	***
Mn	3346.8	***	71070.0	***	27045.3	***
Cu	19183.5	***	20850.7	***	3607.3	***
Zn	29923.0	***	9645.6	***	87.5	***
Ni	99259.1	***	196139.8	***	187832.6	***
Pb	62340.6	***	16554.5	***	32710.9	***
Cd	234.5	***	3639.0	***	3482.9	***
Co	52661.8	***	160055.8	***	202181.6	***
Cr	12887.3	***	38489.7	***	39790.4	***

	Вучјак: Голо брдо		Вучјак: Дубовац		Голо брдо: Дубовац	
	F	p	F	p	F	p
Ca	92070.7	***	19581.6	***	134590.0	***
Mg	62207.1	***	1337.9	***	136522.5	***
Fe	18226.1	***	56249.6	***	153284.3	***
Mn	20622.3	***	14789.6	***	4917.1	***
Cu	32061.0	***	6364.8	***	13392.7	***
Zn	93986.0	***	32867.6	***	7226.2	***

Ni	703973.2	***	593833.2	***	168283.5	***
Pb	107850.1	***	133163.7	***	137.1	***
Cd	31717.7	***	16041.7	***	65.2	***
Co	161539.2	***	269934.8	***	51689.4	***
Cr	179657.7	***	198714.5	***	4229.0	***

$p < 0.001$ – врло високо значајно (***)



Слика 15. Голо брдо

Вредности Pearson-ов коефицијента корелације садржаја метала у земљиштима локалитета Ковионица, Вучјак, Голо брдо и Дубовац указују да постоји статистички врло високо значајна корелација метала, у зависности од врсте метала и проучаваних локалитета (Табела 15).

Табела 15. Вредности коефицијента корелације (r) између концентрација метала у земљиштима локалитета Ковионица, Вучјак, Голо брдо и Дубовац

	Ca	Mg	Fe	Mn	Cu	Zn	Ni	Pb	Cd	Co	Cr
локалитети	г	г	г	г	г	г	г	г	г	г	г
Ковионица: Вучјак	-1.00	-1.00	-0.99	1.00	1.00	1.00	-1.00	1.00	0.98	-1.00	-1.00
Ковионица: Голо брдо	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
Ковионица: Дубовац	-1.00	-1.00	1.00	-1.00	1.00	-0.95	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
Вучјак: Голо брдо	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00

Вучјак: Дубовац	-1.00	-1.00	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
Голо брдо: Дубовац	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	-0.97	-0.93	-1.00	-1.00

r – Pearson-ов коефицијент корелације (0-0.3: нема корелације; 0.3-0.5: слаба корелација; 0.5-0.7: значајна корелација; 0.7-0.9: јака корелација; 0.9-1.0: врло јака корелација)



Слика 16. Дубовац

У земљишту се налазе различити елементи, стога оно има важну улогу у њиховом кружењу у животној средини, и фиксирњу многих врста металних јона. Климатски фактори, матична стена и тип вегетације имају важну улогу у развоју земљишта, као и пресудан утицај на статус елемената у земљишту (Jones et al., 2008). Минерална компонента земљишта води порекло од матичне стене и бива изложена током времена климатским факторима и педогенетским процесима. Процеси деградације и минералне неоформације, као и реакција минерала са органским материјама земљишта усложњавају систем земљиште-минерал, који није обавезно у еквилибријуму са земљишним раствором.

Елементи се у земљишту налазе: у облику слободних јона у земљишном раствору, и као растворљиви метални комплекси; адсорбовани од стране неорганских земљишних компонената у зони где се могу размењивати; везани за органске материје; наталожени у облику оксида, хидроксида и карбоната, и као структурни елементи силикатних минерала (Lasat, 2000).

Термин сорпција елемената у земљишту се тиче чврсто-течне границе између конституената земљишног раствора која укључује неке интермолекуларне интеракције (попут: Ван дер Валсових сила, јон-дипол сила, јонске и лигандске измене, хемисорпцију, хидрофобне и хидрогене границе, скокове, магнетне размене и др.). Међутим, термин адсорпција елемената се односи на процесе сорпције хемијских елемената из раствора од стране земљишних партикула (Silveira et al., 2003). Примарни минерали земљишта који су пореклом од матичног супстрата и углавном великих димензија, нису укључени у процесе сорпције, већ су ресурс појединих микронутријентних елемената. Такође се у земљишту појављују и неки оксиди (Si, Ti, Al оксиди) и хидроксида који су настали од примарних минерала педогенетским процесима током дугог временског периода. У процес сорпције елемената су укључене следеће земљишне компоненте: оксиди (претежно Fe и Mn, мање Al и Si); минерали глине; органске материје и живи организми; карбонати; фосфати; сулфиди и базичне соли. На основу бројних студија и истраживања утврђено је да су главни параметри који управљају процесима сорпције и десорпције елемената у земљишту: рН вредност, капацитет за размену катјона, фина гранулометријска фракција земљишта, органске материје, оксиди и хидроксида (Fe, Mn и Al) и микроорганизми (Kabata-Pendias, 2011).

Реакције адсорпције и/или десорпције које се одвијају у земљишту током времена, пре свега су контролисане базичним особинама земљишта. Главни процес адсорпције представља размена катјона између земљишног раствора и обе (органске и неорганске) земљишне компоненте. Blume и Brummer (1987), су описали гранични капацитет за везивање метала за неке од главних компонената земљишта. Према овим ауторима органске материје врло јако везују Cr, Fe, Pb, и Hg, прилично Cd, Ni и Co и слабо Mn и Zn; минерали глине врло јако везују Fe, релативно слабо Cd, Co и Ni; оксиди/хидроксида (сесквиоксида) врло јако везују Cr, Hg и Pb и релативно јако друге метале. Треба додати да су све земљишне компоненте активне, и утичу на јонску концентрацију у земљишту, пре свега процесима таложења и/или јонском интеракцијом са површинама земљишних фаза.

Генерално говорећи адсорпциона способност земљишта подразумева његове особине да адсорбује разне чврсте, течне и гасовите супстанце, или да увећава концентрацију растворених материја на површини колоида. У зависности од узрока адсорпције разликујемо механичку, хемијску, физичку, физичко-хемијску и биолошку адсорпцију. Адсорптивни комплекс земљишта се састоји из органских, минералних и органо-минералних колоида, а њихов процентни удео у земљишту зависи од земљишног типа. Органски колоиди земљишта имају већу адсорптивну способност од минералних колоида. Капацитет адсорпције зависи од састава адсорптивног комплекса и рН вредност земљишта, тако да се повећањем рН вредност земљишта повећава и капацитет адсорпције. У киселој средини ослобађају се веће количине тешких метала у земљишни раствор, док присуство органске материје у земљишту повећава њихову адсорпцију. Органске материје из земљишта стварају комплексе са тешким металима и на тај начин их стабилизују, тако да стабилност комплекса тешких метала са фулво киселинама има следећи ред: Cu>Pb>Fe>Ni>Mn≈Ca>Co>Zn>Mg. У незагађеним земљиштима колоиди садрже у адсорптивном комплексу већи број катјона (најважнији су: Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, NH⁴⁺, H⁺, Al³⁺). Такође, на динамику тешких метала и других метала у земљишту велики утицај има и њихово везивање за глину, а редослед везивања тешких метала са глином одвија се следећим редом: Cu>Ni>Zn>Cr>Co>Cd>Pb.

Концентрација елемената у земљишту пре свега је повезана са њиховом мобилношћу и доступношћу. Токсичност и мобилност елемента у земљишту не зависи само од његове концентрације, већ и од његове специфичне хемијске форме, стања везаности за земљиште и фактора средине (рН, садржаја органске материје, редокс

стања и продуката коренова биљака представљених у виду хелата) (Nyamangara, 1998). Такође, растворљивост елемената има велики значај на њихову биодоступност и миграцију у земљишту. "Тешка" земљишта, богата у глиненој фракцији (како алкална, тако и неутрална), обезбеђују добро складиштење елемената и њихово одавање биљкама у малом проценту. "Лака" земљишта, богата у фракцији песка, могу бити ресурс лако доступних елемената у релативно кратком временском периоду, тако да представљају депо доступних микронутријената у прилично великим количинама. На то указују и резултати овог истраживања обзиром да је земљиште настало на песку садржало релативно велике количине микроелемента. Због велике способности везивања елемената за глине и органске материје формирају се органо-минерални комплекси који веома утичу на њихову мобилност у земљишту. Једињења Fe и Mn, као и хидроген-сулфиди су најзначајнији абиотички фактори који контролишу понашање елемената у земљишту, а веза између садржаја Fe и неких елемената указују на значај Fe у њиховој дистрибуцију у земљишту, што у овом истраживању најбоље показују серпентинска земљишта.

Hodgson и други аутори (1966), су указали да се знатне количине различитих елемената налазе у виду комплекса, углавном са органским лигандима. Неоргански комплекси су значајни кад су у питању тачно одређени елементи и специфични земљишни услови. Концентрација елемената у земљишном раствору знатно варира између различитих типова земљишта и у функцији је времена. Флукутацију елемената у земљишту условљавају бројни фактори од којих су пресудни: време, вегетација, микробиолошка активност, фаза земљишта натопљена водом, хетерогеност течне фазе земљишта, као и сами педогенетски процеси. Такође, падавине, евапорација и биљна транспирација могу да промене концентрацију елемената у земљишти. Узрок велике разноликости у садржају појединих елемената у проучаваним типовима земљишта можемо тражити у неком од поменутих фактора. Усвајање одређеног јона зависи не само од његове активности у раствору, већ и од активности других јона присутних у раствору, и везе која постоји између растворених јона и јона који у фази размене, као и оних који су у чврстој фази. Јон који има велику способност растворљивости утиче на количину других елемената у раствору. Хемијски састав земљишног раствора се константно мења, а у растворима неких земљишта, више од 90% концентрације Cd, Cu и Zn се налази у форми слободних јона. Земљишни раствори већине земљишта садрже Ca у вишку, који је у већини земљишта представља више од 90% од укупне концентрације катјона у земљишту. Калцијум је такође најзначајнији катјон који утиче на растварања других елемената, тако су пример земљишта у којима Ca, најчешће као органски комплекс постоји у форми Ca^{2+} , и спречава таложење катјонских комплекса других елемената чинећи да земљишни раствор има релативно висок рН. Катјонски комплекси показују различиту тенденцију да реагују са лигандима, тако да одређени катјон вероватније ствара комплексе са тачно одређеним лигандом (на пример Cr^{3+} и Co^{3+} са PO_4^{3-} ; CO_3^{2-} са NO_3^- ; а Ni^{2+} , Co^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} и Pb^{2+} са Cl^- , Br^- , NO_2^{2-} и NH_3^-). Органска једињења и вода су најчешћи лиганди у земљишту, а најчешће реакције у земљишту представљају процеси хидролизе и стварање органских комплекса. Ове реакције су посебно осетљиве на вредности рН, и у корелацији су са величином и пуњењем катјона. Такође, висок јонски потенцијал је показатељ високог степена хидролизе у земљишним растворима, тако да је таложење у њима лакше.

Резултати истраживања садржаја испитиваних елемената у узорцима земљишта са различитих локалитета и геолошких подлога су поређени са референтним вредностима из више извора (датим максималним вредностима садржаја у Службеном гласнику (2010), подацима које наводи Kabata-Pendias (2011), и другим литературним изворима) (Табела 16 и 17).

Табела 16. Граничне и ремедијационе вредности концентрација [mgkg^{-1}] опасних и штетних материја у земљишту, и вредности које могу указати на значајну контаминацију земљишта

метали	^а земљиште			
	^б Гранична вредност	^б ремедијациона вредност	^в МДК у земљишту	директива ЕЗ 86/278/ЕЕЗ Апендикс 1А
бакар	36	190	до 100	50-140
цинк	140	720	до 300	150-300
никл	35	210	до 50	30-75
олово	85	530	до 100	50-300
кадмијум	0.8	12	до 3	1-3
кобалт	9	240	-	-
хром	100	380	до 100	100-150

^авредности концентрација елемената у земљишту изражено у mgkg^{-1} апсолутно суве материје,

^бСлужбени гласник РС, бр. 88/2010, прилог 3,

^вПравилник о дозвољеним количинама опасних и штетних материја у земљишту и води за наводњавање и методама њиховог испитивања, Службени Гласник РС, бр. 23/94

Према уредби о програму системског праћења квалитета земљишта, индикаторима за оцену ризика од деградације земљишта и методологији за израду ремедијационих програма (Сл. гласник РС, бр. 88/2010, прилог 3.) гранична вредност јесте стандард квалитета животне средине изражен као концентрација појединачне загађујуће материје или групе загађујућих материја, или индикатора загађивања у земљишту, која не сме да буде прекорачена у циљу заштите животне средине и здравља људи, док је ремедијациона вредност гранична вредност за концентрацију загађујуће материје у земљишту изнад које постоји ризик по екосистем, здравље људи и животиња који није прихватљив (Табела 16). Максимално дозвољена концентрација (МДК) је максимална концентрација појединачне загађујуће материје или групе загађујућих материја у земљишту (Табела 16) која не сме да буде прекорачена у циљу спречавања озбиљних неповратних последица за екосистем (Правилник о дозвољеним количинама опасних и штетних материја у земљишту и води за наводњавање и методама њиховог испитивања, Сл. Гласник РС, бр. 23/94).

Табела 17. Средње вредности концентрације неких елемената [mgkg^{-1}] у Земљиној кори и земљишту широм света

метали	^а Земљина	^б земљишта широм
	кора	света
манган	900	488
бакар	55	38.9
цинк	70	70
никал	20	29
олово	15	27
кадмијум	0.1	0.41
кобалт	10	11.3
хром	100	59.5

^авредности према: Hedrick, 1995 и Reimann and de Caritat, 1998,

^бвредности према Kabata-Pendias, 2011

Резултати истраживања која су била предмет ове доктоске дисертације показују да су садржаји испитиваних елемената у земљишту варирали у зависности од врсте метала и природе геолошке подлоге на коме је земљиште настало (Табела 18). Средња вредност садржаја испитиваних елемената у земљишту имала је поредак:

Mg>Fe>Ca>Ni>Mn>Cr>Co>Zn>Pb>Cu>Cd. Земљишта настала на серпентинској геолошкој подлози се карактеришу великим садржајем пре свега Mg, а затим и Fe, Ni, Ca и Cr, док земљишта настала на кречњаку, андезиту и песку садрже највише Fe, а затим Ca, Mg и Mn. Сва проучавана земљишта без обзира на геолошку подлогу на којој су настала карактерише мали садржај Cu и Cd. Садржај осталих испитиваних метала варирао је како у оквиру серпентинских земљишта, тако и између земљишта на испитиваним геолошким подлогама.

Табела 18. Вредности концентрација истраживаних елемената [mgkg^{-1}] у земљиштима на проучаваним локалитетима

метали	*земљиште		
	минимум	максимум	средња вредност
калцијум	415.333	46242.580	8948.400
магнезијум	2287.958	74203.727	38561.634
гвожђе	9499.400	56233.467	31035.755
манган	117.273	507.129	315.337
бакар	1.017	32.598	7.879
цинк	12.668	36.346	23.666
никл	4.103	1081.885	515.532
олово	10.285	39.375	18.701
кадмијум	0.364	2.538	1.168
кобалт	2.719	89.398	30.399
хром	13.740	652.269	304.506

*минималне, максималне и средње вредности концентрација истраживаних елемената (mgkg^{-1}) у проучаваним земљиштима

Добијени резултати указују да су серпентинска земљишта, као и земљиште настало на кречњачкој геолошкој подлози садржала Ni и Cr изнад граничне вредност, вредности коју прописује Европска унија и МДК прописаних за земљишта. Такође, земљишта настала на серпентинској геолошкој подлози садржала су Ni и Cr изнад ремедијационе вредност. Добијени резултати су показали да су земљишта на серпентинској геолошкој подлози, као и земљиште настало на кречњаку садржала Co и Cd више од прописане граничне вредности. Средње вредности концентрација Co, Cd, Ni и Cr биле су више и од њихових средњих вредности утврђених за земљишта широм света. Такође, у серпентинском земљишту локалитета Камењар, као и кречњачком локалитета Вучјак утврђен је садржај Mn и Pb који је већи од вредности њихових садржаја утврђених за земљишта широм света.

Садржај калцијума (Ca) у земљишту

Калцијума као есенцијалног макроелемента у земљишту обично има у знатним количинама. Већи део овог елемента је везан у саставу минерала и нерастворљивих соли. У карбонатним седиментима преовлађују кречњаци који представљају највећу групу хемијских и органогених седиментних стена. Они су изграђени од калцита (CaCO_3) и садрже примесе које их различито боје, и на основу којих разликујемо: лапоровите, глиновите, гвожђевите, песковите кречњаке (Јовановић и Батоћанин-Срећковић, 2006).

Калцијум као преовлађујући катјон у земљишним растворима већине земљишта, представља важан фактор његове плодности. Најобилнији катјон који учествује у размени јона између колоида и слободног земљишног раствора је Ca^{2+} који је адсорбован на површини колоида. Повећањем киселости Ca^{2+} јони прелазе у раствор и постају доступни биљкама, док сувишна алкализација доприноси таложењу неких

штетних соли. Калцијум модификује физичке и хемијске особине земљишта (и тако индиректно утиче на биљке), неутралише хуминске киселине и засићује адсорптивни комплекс земљишта. Као биоелемент Са се у педосфери налази већином у облику неорганских, а малим делом у облику органских једињења, најчешће као уобичајен конституент неколико минерала земљишта, од којих су калцијум карбонат (CaCO_3), доломит ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) и гипс ($\text{CaSO}_4\text{H}_2\text{O}$) главни извори овог елемента у земљишту. Калцијум карбонат је најраширенија и релативно мобилна форма карбоната Са у земљишту, који има велики утицај на рН земљишта, и стога на понашање других елемента у земљишту. Карбонати Са и Mg су углавном пореклом из кречњака, али се могу формирати у земљишту под специфичним условима. Карбонати се у земљишту јављају у метастабилним и полиморфним формама, и стога су осетљиви на дренажне услове. У земљиштима са високом стопом процедиве воде они се лако растварају и испирају из земљишта. Елементи присутни у земљишту могу да се таложе са карбонатима, и тако инкорпорирају у њихову структуру, или могу да буду апсорбовани од стране оксида (већином Fe и Mn), и тако се наталоже на карбонате или друге земљишне партикуле. Такође, метални јони могу да узрокују процесе таложења карбоната. Показано је да следећи елементи: Co, Cd, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sr и U имају велики афинитет за реакцију са карбонатима (Kabata-Pendias, 2011).

Резултати овог истраживања (График 2) су показали да су средње вредности концентрације Са у земљишту биле $415.333\text{--}46242.580 \text{ mgkg}^{-1}$ (Брђанска клисура-Ковионица). Просечна вредност садржаја Са у земљишту била је $8948.400 \text{ mgkg}^{-1}$. Добијени резултати су у сагласности са подацима неких аутора (Robinson et al., 1997; Shallari et al., 1998; Freitas et al., 2004; Reeves et al., 2007; Ghaderian and Baker, 2007). Према неким ауторима концентрације Са у серпентинским земљиштима достижу $1895\text{--}5750 \text{ mgkg}^{-1}$ (Ghaderian et al., 2007), док други наводе релативно ниске концентрације Са, у неким случајевима и ниже од 100 mgkg^{-1} (Asemaneh et al., 2007). Резултати ове студије су показали да је земљиште настало на кречњачкој геолошкој подлози садржало највише Са, затим земљишта настала на песку, андезитној и серпентину као геолошкој подлози. Велики садржај калцијума у серпентинском земљишту локалитета Ковионица треба тражити у специфичним педогенетским процесима на микростаништима, микроклиматским, едафским факторима, као и у утицају вегетације обзиром да овај локалитет карактерише јасна и оштра смена вегетација на релативно уском простору.

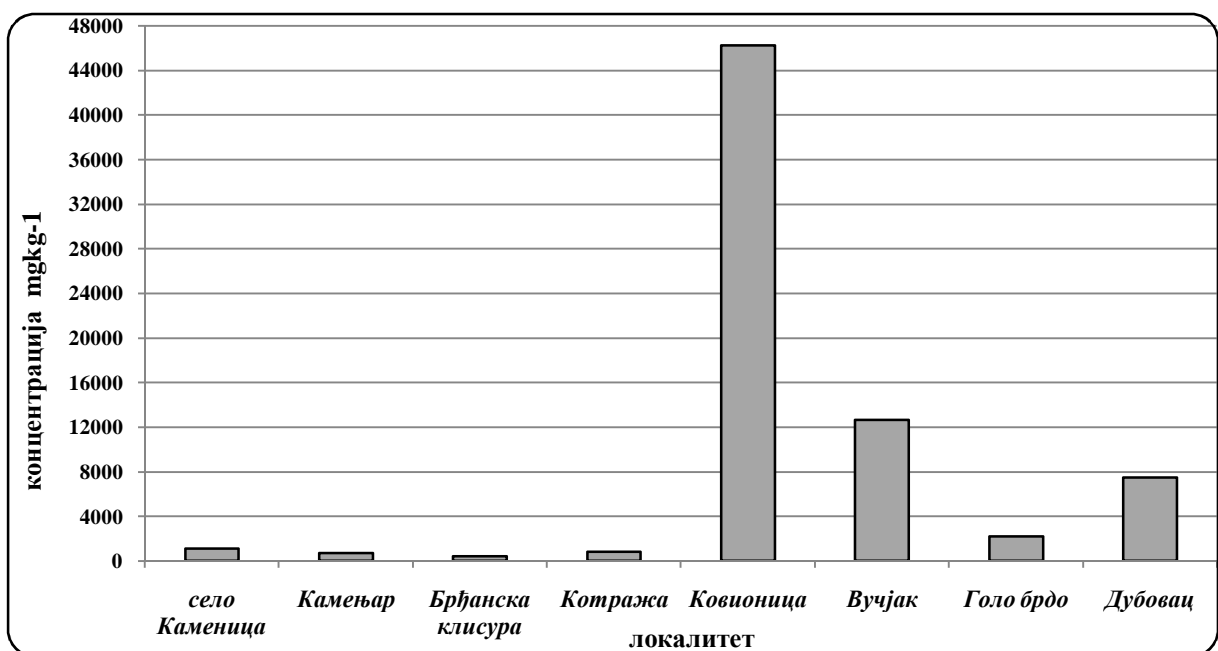


График 2. Концентрација [mgkg^{-1}] Са у земљишту

Садржај магнезијума (Mg) у земљишту

У земљишту Mg се налази у облику неорганских једињења попут: доломита, магнезита, олвина, серпентина, биотита, хлорита, амфиболита и др. Распадањем поменутих једињења настају секундарна неорганска једињења (сулфати, фосфати, нитрати, хлориди магнезијума) која представљају извор Mg за биљке. Такође, Mg се у земљишту налази у нерастворном облику силиката и карбоната, али су његови јони адсорбовани и на површини колоида, и ослобађају се разменом у земљиштима неутралне реакције. У условима киселе реакције земљишта доступност Mg је редукована његовом конкуренцијом са H, Al и Mn, док присуство карбоната и повећане концентрације Ca, K и Na редукују усвајање Mg у алкалним условима (Sigel and Sigel, 1990).

Средње вредности концентрације Mg у земљиштима проучаваних локалитета (График 3) биле су 2287.958-74203.727 mgkg⁻¹ (Голо брдо-Брђанска клисура). Просечна вредност садржаја Mg у земљишту била је 38561.634 mgkg⁻¹. Неки аутори наводе 10060 - 118400 mg Mg kg⁻¹ у серпентинским земљиштима (Ghaderian et al., 2007). Према Kazakou и другим ауторима (2010), проценат Mg у несерпентинским земљиштима је био 1.13%, док се у серпентинским земљиштима кретао 2.67-8.14%. Резултати ове студије су показали да су серпентинска земљишта садржала највише Mg, па потом земљишта настала на кречњакој, песку и андезитој геолошкој подлози. Такође, резултати бројних студија су показали да серпентини обилују у саржају Mg, да се већи проценат Mg налази у доломитичним кречњацима (мање од 40% MgCO₃), док се садржај Mg у песку и андезиту смањује (Brady et al., 2005; Ghaderian and Baker, 2007).

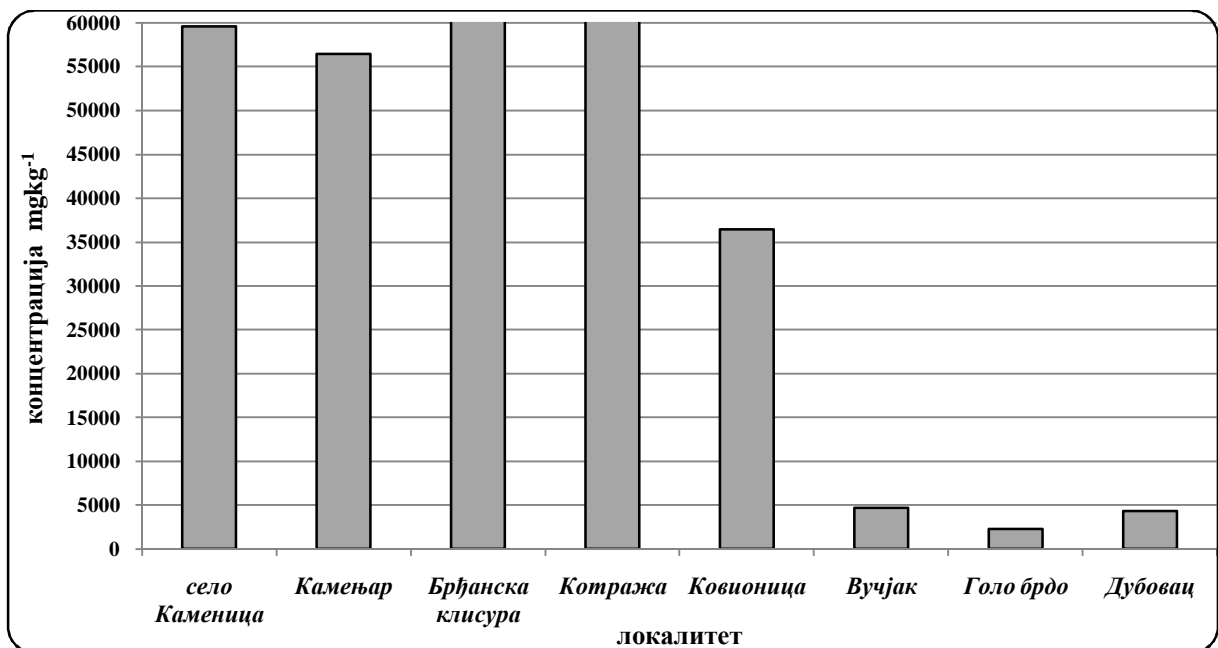


График 3. Концентрација [mgkg⁻¹] Mg у земљишту

У земљиштима насталим на серпентинској геолошкој подлози однос концентрације Ca/Mg је био мањи од јединице. Сматра се да за нормалан раст биљака однос Ca/Mg треба да буде већи од један. Ниска вредност односа Ca/Mg у серпентинским земљиштима доводи до смањивања броја врста која могу да расту на њему. Насупрот томе серпентинске биљке су се адаптирале на низак садржај Ca или мали однос Ca/Mg (0.04-0.2) у таквом типу земљишта (Brooks, 1987; Asemaneh et al., 2007). Добијени резултати су у сагласности са литературним подацима који говоре да серпентине карактерише висок садржај CaO, као и неповољан однос Ca и Mg, што по

некима представља главни узрок многих специфичних појава у флори и вегетацији на земљиштима насталим на серпентинској геолошкој подлози (Kruckeberg, 1954; Robinson et al., 1997; Shallari et al., 1998; Brady et al., 2005; Amico and Previtali, 2012). На локалитету Вучјак показан је највећи однос Ca/Mg, као и високе концентрације Mg у земљишту, што је у сагласности са чињеницом да је земљиште на овом локалитету настало на подручју површинског копа кречњака који садржи велике концентрације карбоната Ca и Mg, главних извора Ca и Mg у овом типу земљишта.

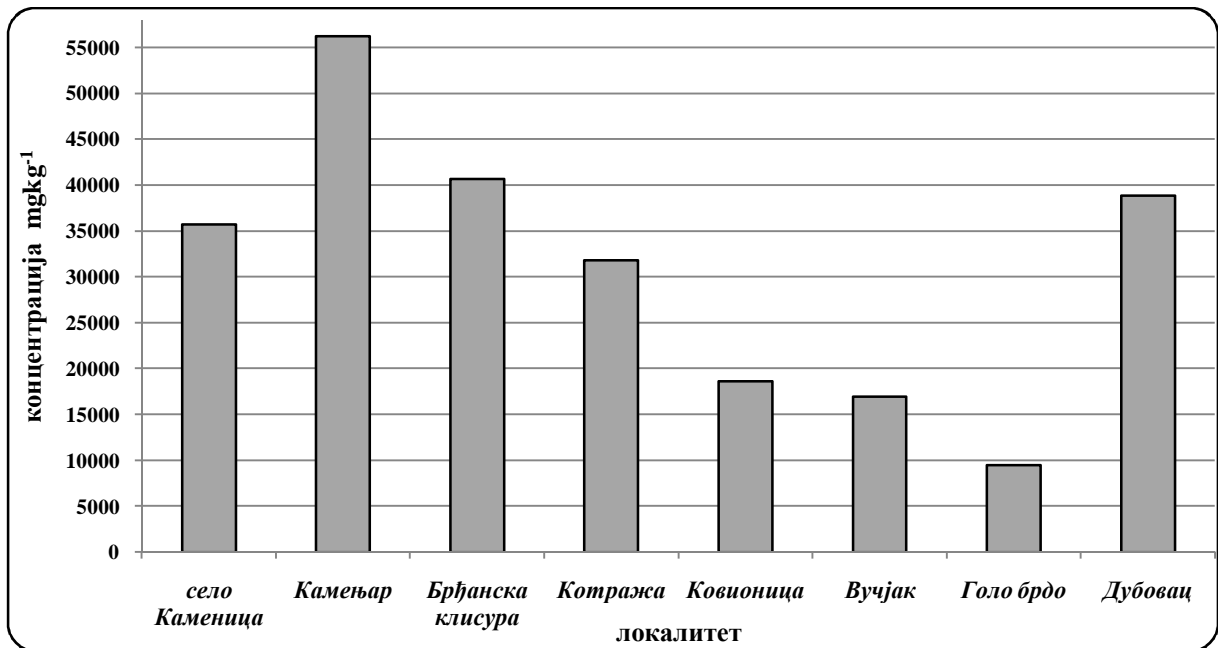
Садржај гвожђа (Fe) у земљишту

Гвожђе је веома важан метал и један од главних конституената литосфере, просечног садржаја од 5% у Земљиној кори. Руде минерала Fe су углавном феро-оксиди (хематити) или хидратисани феро-оксиди (геотити), као и различити диморфни минерали укључујући оне који се уобичајно појављују у земљишту. Гвожђе се у већини минерала на површини Земљине коре, јавља као феро-јон (Fe^{3+}), док је у дубљим слојевима углавном у форми фери-јона (Fe^{2+}).

Постоје два циклуса Fe: егзогени који се одвија у самој површини Земљине коре под утицајем воде и ваздуха, и ендогени испод њене површине који укључује геохемијске процесе као што су топлење и метаморфозу. Гвожђе се јавља у различитим типовима земљишта у оксидационим стањима од +4 до +6, веома је хемијски реактивно и у хемијском понашању слично са Co и Ni. Комплекс геохемијског понашања Fe повезан је са његовим оксидо-редукционим процесима (слично Mn) и резултира у формирању великог броја оксида и хидроксида.

Просечна заступљеност Fe у земљиштима је 3.5%, и она расте са појавом тешких иловача и неких органских земљишта. Ослобођено Fe се таложи у форми оксида и хидроксида, често ствара комплексе са органским лигандима, али га такође субституишу и минерали Mg и Al. Такође, Fe се у земљиштима јавља у виду малих партикула или асоцијација у форми оксида и хидроксида, у аморфним формама, као и на површинама других минерала. Метални јони имају различити афинитет везивања за оксиде Fe (Cu>Zn, Co, Pb>Mn>Cd). У земљишним хоризонтима који су богати органским материјама Fe се јавља у хелатним формама.

Резултати овог истраживања (График 4) су показали да је садржај Fe у земљишту био у распону 9499.400-56233.467 mgkg⁻¹ (Голо брдо-Камењар). Просечна вредност садржаја Fe у проучаваном земљишту била је 31035,755 mgkg⁻¹, а серпентинска земљишта су га највише садржала, па затим земљишта настала на песку, кречњачкој и андезитној геолошкој подлози. Добијени резултати су у сагласности са литературним подацима који говоре да земљишта настала на серпентинској геолошкој подлози садрже Fe у великим концентрацијама (Ghaderian et al., 2007; Reeves et al., 2007; Bech et al., 2008). Такође, песак поред кварца и калцита садржи и феромагнезијумове минерале, а црвена боја кречњака потиче од великог присуства Fe у гвожђевитим кречњацима.

График 4. Концентрација [mgkg⁻¹] Fe у земљишту

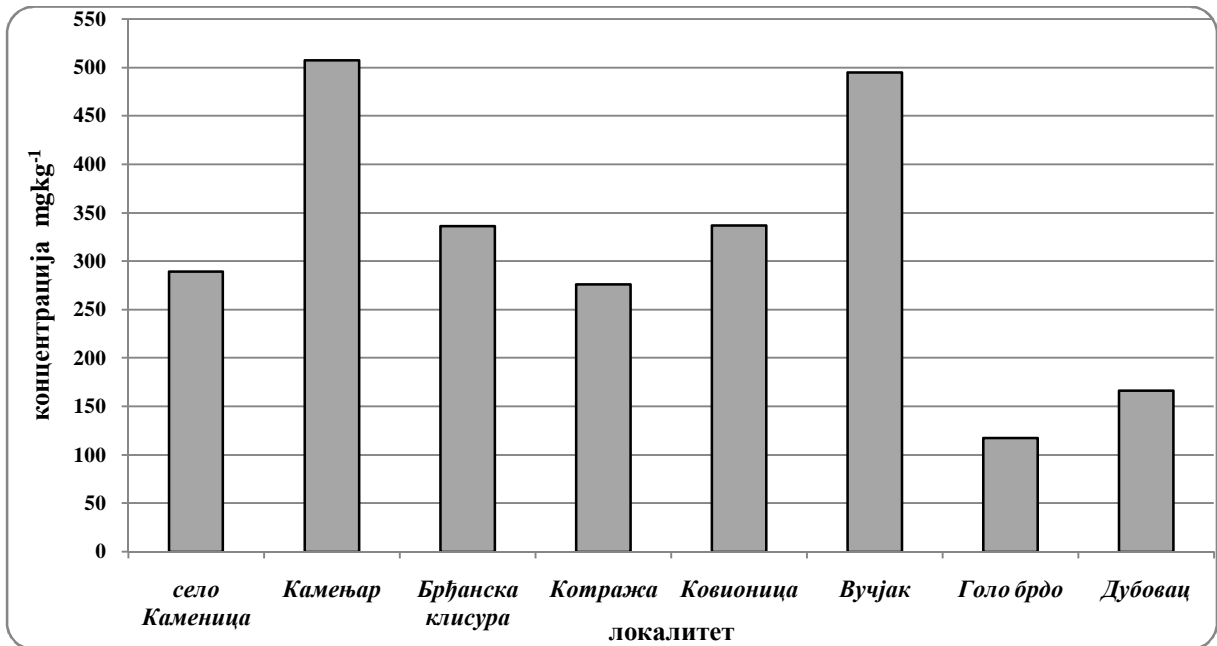
Треба нагласити, да је садржај лако растворних и променљивих фракција Fe мали у односу на тотални његов садржај. Под условима који постоје у већини земљишта, Fe је у земљишту слабо покретно и показује тенденцију да формира органске комплексе и хелате. Ова једињења су одговорна за миграцију Fe између земљишних слојева, његово испирање из земљишних профила, као и за снабдевање коренова биљака гвожђем. Јони Fe се не усвајају директно из раставора, већ из комплекса са органским једињењима (хелата који настају у земљишту као излучевине бактерија и гљива) у којим су везани координатним везама. Такође је показано да је у сидерофорима везан Fe³⁺ јон, чиме је његова приступачност повећана неколико стотина пута (Коњевић и др., 2003).

Садржај мангана (Mn) у земљишту

Манган је есенцијални елемент за живе организме, и један је од најраспрострањенијих елемената у траговима у литосфери. У стенама се јавља у концентрацијама од 350 до 2000 mg/kg, док су више концентрације присутне у базичним стенама. Минерали Mn (пиролузит (MnO₂), манганит (MgOOH), хасманит (Mn₃O₄) и родохротит (MnCO₃)) су у вези са минералима других елемената, пре свега Fe. Манганови минерали се оксидују под утицајем атмосферских услова, а ослобођени оксиди Mn се поново таложе, и лако концентрују у форми секундарних минерала Mn, често у облику нодула и конкреција.

Оксидациона стања мангана варирају од +2 до +7. Најзаступљенији је Mn²⁺ који лако мења места са другим бивалентним катјонима (Fe²⁺, Mg²⁺). Комплексна минералогичка, хемијско понашање Mn, и његово учешће у оксидо-редукционим процесима резултирају у формирању великог броја оксида и хидроксида Mn различите стабилности и особина. Оксиди Mn (као и оксиди Fe) су најзаступљенији на Земљиној површини, а присуство Mn је везано за присуство Fe, тако да су оба елемента блиско везани у геохемијским процесима.

Резултати ове студије (График 5) су показали да се садржај Mn у земљишту кретао 117.273-507.129 mgkg⁻¹ (Голо брдо-Камењар). Просечна вредност садржаја Mn у земљишту била је 315,337 mgkg⁻¹. Земљишта настала на серпентину су садржала највише Mn, па затим земљишта настала на кречњаку, песку и андезитној геолошкој подлози.

График 5. Концентрација [mgkg⁻¹] Mn у земљишту

Литературни подаци говоре да је забележен садржај Mn у Земљиној кори од 900 mgkg⁻¹ (Hedrick, 1995; Reimann and de Caritat, 1998), док је његов садржај у земљиштима широм света варирао од 411 до 550 mgkg⁻¹ (просечно 488 mgkg⁻¹) (Kabata-Pendias, 2011). Према Adriano (2001), нормалне вредности Mn за већину типова земљишта су у границама 500-1000 mgkg⁻¹. Утврђено је да је концентрација Mn у земљиштима насталим на серпентину виша од његове концентрације у другим типовима земљишта (Ghaderian et al., 2007), што потврђују и резултати ове студије. Такође, резултати добијени у овом истраживању показују да је садржај Mn у границама референтних вредности, и да је варирао у зависности од геолошке подлоге на коме је земљиште настало. Неки подаци говоре да је висок садржај Mn забележен у иловачама и кречњачким земљиштима, у земљиштима насталим на базичним стенама, у земљиштима богатим Fe и/или органским материјама, као и земљиштима из сушних области (Kabata-Pendias, 2011). Концентрација метала у земљишту може да буде изнад нормалних вредности што зависи од локалних геолошких прилика, тако да серпентинска земљишта садрже високе вредности потенцијално фитотоксичних елемената попут Ni, Cr, Co, а често и Mn и/или Cu.

Садржај бакара (Cu) у земљишту

У Земљиној кори Cu се јавља у концентрацијама од 25-75 mgkg⁻¹ (просечно 55 mgkg⁻¹). Матични супстрат и педогенетски процеси утичу на статус Cu у земљишту. Његов садржај повезан је и са текстуром земљишта, тако да је мали у песковитим, а велики у иловачастим земљиштима, док глиновита фракција значајно доприноси већем садржају Cu у земљишту. У земљиштима Cu се појављује као Cu(H₂O)₆²⁺ јон адсорбован на минералима глине, наталожен на другим минералима и органским једињењима земљишта (најчешће у сулфидним једињењима), као и облику Cu хидроксида и карбоната. Бакар се акумулира у неколико површинских центиметара земљишта, због његове тенденције да се апсорбује путем карбоната, минерала глине и органских материја у земљишту. Такође, окси-хидроксици Mn и Fe могу да га акумулирају али у дубљим земљишним слојевима.

Бакар је прилично немобилан у земљишту, и његов тотални садржај се мало мења у земљишним профилима (углавном се акумулира у горњим хоризонтима). На мобилност Cu утичу органске материје земљишта, растворене органске материје, pH и садржај Cu у земљишту. У земљишном раствору Cu се јавља у виду растворених органских хелата (који чине 80% укупних растворених Cu органских једињења).

Биодоступност растворљивих форми Cu зависи од молекулске тежине Cu комплекса, и од њихових количина у земљишту. Мобилност Cu је редукована постојањем у земљишту великих минералних колоида са Fe-Al окси-хидроксидима на површини, окси-хидроксидним партикулама Al , Mn , Fe , као и органским материјама.

Земљишни pH има важну улогу у доступности Cu и његову токсичност на терестричне биљке. Тако, када је укупна концентрација Cu у земљишту између $25\text{--}40 \text{ mgkg}^{-1}$ (pH испод 5.5), тада ниво Cu^{2+} у земљишном раствору може бити токсичан за већину виших биљака (Baker et al., 1994). Повећан садржај органске материје, као и Fe , Mo , Mn , Al , P и Zn (због њиховог антагонизма са Cu), условљавају смањење растворљивости и приступачности Cu (Кастори, 1993).

Средње вредности концентрације Cu (график 6) у земљишта на проучаваним локалитетима биле су $1.017\text{--}32.598 \text{ mgkg}^{-1}$ (Голо брдо-Брђанска клисура). Просечна вредност садржаја Cu у земљишту била је $7,879 \text{ mgkg}^{-1}$. Највећи садржај Cu забележен је у земљишту насталом на серпентинској подлози, затим је опадао у земљишту на кречњачкој, песку и андезитној геолошкој подлози.

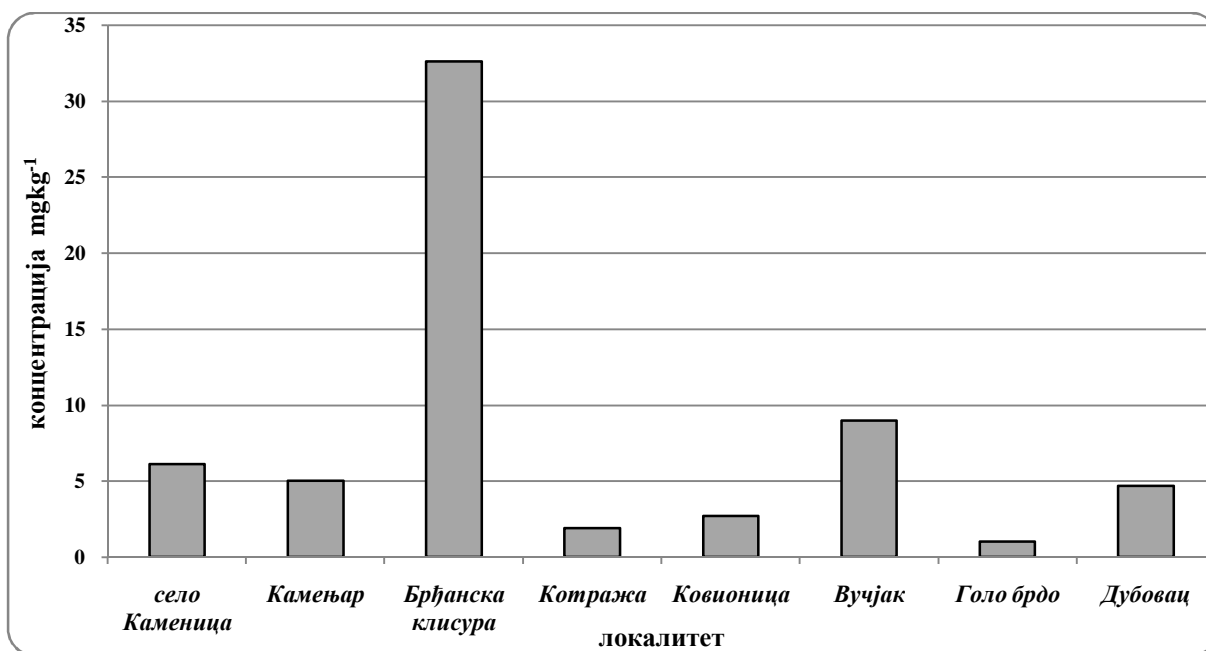


График 6. Концентрација [mgkg^{-1}] Cu у земљишту

Према Kabata-Pendias (2011), у земљиштима широм света утврђене су концентрације Cu које се крећу у распону $14\text{--}109 \text{ mgkg}^{-1}$ (просечно 38.9 mgkg^{-1}). Према неким ауторима садржај Cu у земљишту Србије је променљив, тако да се његов укупни садржај креће $20\text{--}120 \text{ mgkg}^{-1}$, лакоприступачни $2\text{--}7 \text{ mgkg}^{-1}$, док је просечна вредност садржаја Cu у земљиштима Војводине је 17.11 mgkg^{-1} (Кастори, 1993). Неке од литературних референтних вредности концентрација Cu су: гранична вредност 36 mgkg^{-1} , ремедијациона вредност 190 mgkg^{-1} , МДК до 100 mgkg^{-1} , а директива Европске заједнице прописује његову концентрацију у границама $50\text{--}140 \text{ mgkg}^{-1}$. Добијени резултати ове студије показују да је садржај Cu у границама горе наведених вредности и потврђују чињеницу да матични супстрат и педогенетски процеси одређују његов статус у земљишту.

Садржај цинка (Zn) у земљишту

Процењује се да се Zn у Земљиној кори јавља у концентрацијама од 70 mgkg^{-1} , што је и његова просечна концентрација у земљиштима широм света. Цинк је уједначено дистрибуиран у магматским стенама, док се у седиментним стенама концентрише и до 120 mgkg^{-1} .

На концентрацију Zn у земљишту утиче матична стена, процеси педогенезе и органске материје у земљишту. Цинк формира комплексе са неорганским и органским лигандима што може да утиче на реакције његове адсорпције на земљишној површини (McLean and Bledsoe, 1992). Његова концентрација је повезана са земљишном текстуром, тако да је његов садржај низак у лаким песковитим земљиштима, док је повећан у кречњачким и органским земљиштима. Лако растворна једињења Zn се лако таложе са карбонатима, или се он абсорбује на минералима или органским једињењима (нарочито S). Базне стене и земљишта настала на њима садрже више Zn. Резултати добијени у овом истраживању су у сагласности са горе поменути, обзиром да је садржај Zn опадао од земљишта насталих на серпентину преко земљишта кречњачке, песковите до андезитне геолошке подлоге. Цинк се у земљишту углавном налази у облику сулфида, и облику двовалентног Zn^{2+} јона, и као такав може да се адсорбује на органским и минералним колоидима. Адсорпцију Zn смањују Ca и Mg, јер делују антагонистички са Zn. При алкализацији земљишта Zn се таложи у облику хидроксида $\text{Zn}(\text{OH})_2$, а затим даљом алкализацијом образују се цинкати, тако да је његов недостатак запажен у алаканим земљиштима и земљиштима са већим садржајем P и Fe (Кастори, 1993).

Цинк је веома мобилан у већини земљишта. Фракција глине, P и органске материје у земљишту су најзначајнији у контролисању његове мобилности у земљишту. У песковитим земљиштима органске материје имају пресудну улогу у везивању Zn, док оксиди Al, Fe и Mn имају улогу у његовом везивању у неким другим земљишним типовима. Показано је да је најдоступнији биљкама Zn који је у земљишту везан са оксидима Fe и Mn (Norris, 1975).

Средње вредности концентрације Zn (График 7) у земљишту у нашим истраживањима су се кретале $12.668\text{-}36.346 \text{ mgkg}^{-1}$ (Голо брдо-Камењар). Просечна вредност садржаја Zn у земљишту била је $23,666 \text{ mgkg}^{-1}$.

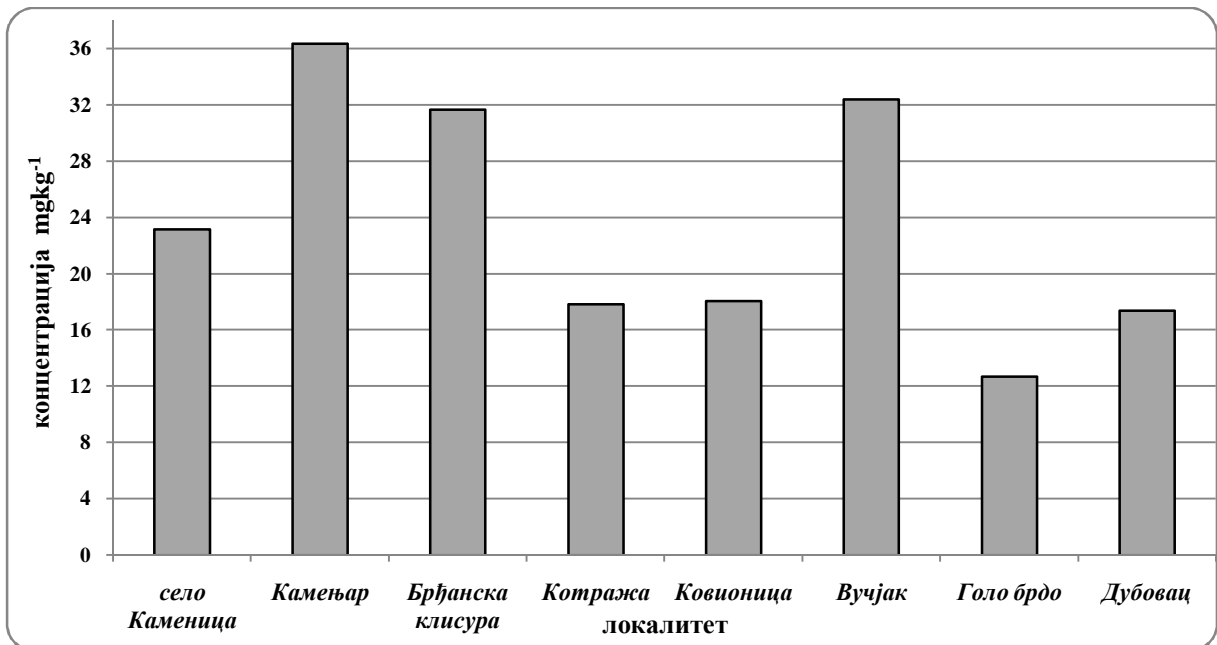


График 7. Концентрација [mgkg^{-1}] Zn у земљишту

Средња концентрација Zn у земљиштима широм света варира од 60-80 mgkg⁻¹ (Kabata-Pendias, 2011). Према неким ауторима концентрација Zn у земљишту варира 10-300 mgkg⁻¹ са просечном вредношћу од 50 mgkg⁻¹ (Montilla et al., 2003; Escarté et al., 2011). Укупни садржај Zn у земљиштима широм Србије се креће 5-1070 mgkg⁻¹, док лакоприступачни варира 1-3 mgkg⁻¹, а у земљиштима Војводине утврђен је просечни садржај Zn од 60.32 mgkg⁻¹ (Кастори, 1993). Такође, неке од референтних вредности концентрације Zn су: гранична вредност 140 mgkg⁻¹, ремедијациона вредност 720 mgkg⁻¹, МДК до 300 mgkg⁻¹, а према директиви Европске уније његове концентрације се крећу у границама 150-300 mgkg⁻¹.

Резултати овог истраживања показују да је садржај Zn у проучаваним земљиштима нешто мањи од литературних података неких аутора (Shallari et al. 1998; Obratov-Petković et al. 2006; Bech et al. 2008; Alvarez, 2010). Показано је да на садржај Zn у земљишту утичу матична стена, процеси педогенезе, и садржај органске материје у земљишту, што може да буде разлог одступања наших резултата. Такође, је показано да земљишта настала на базним стенама садрже више Zn, што је у сагласности са резултатима добијеним у овом истраживању.

Садржај никла (Ni) у земљишту

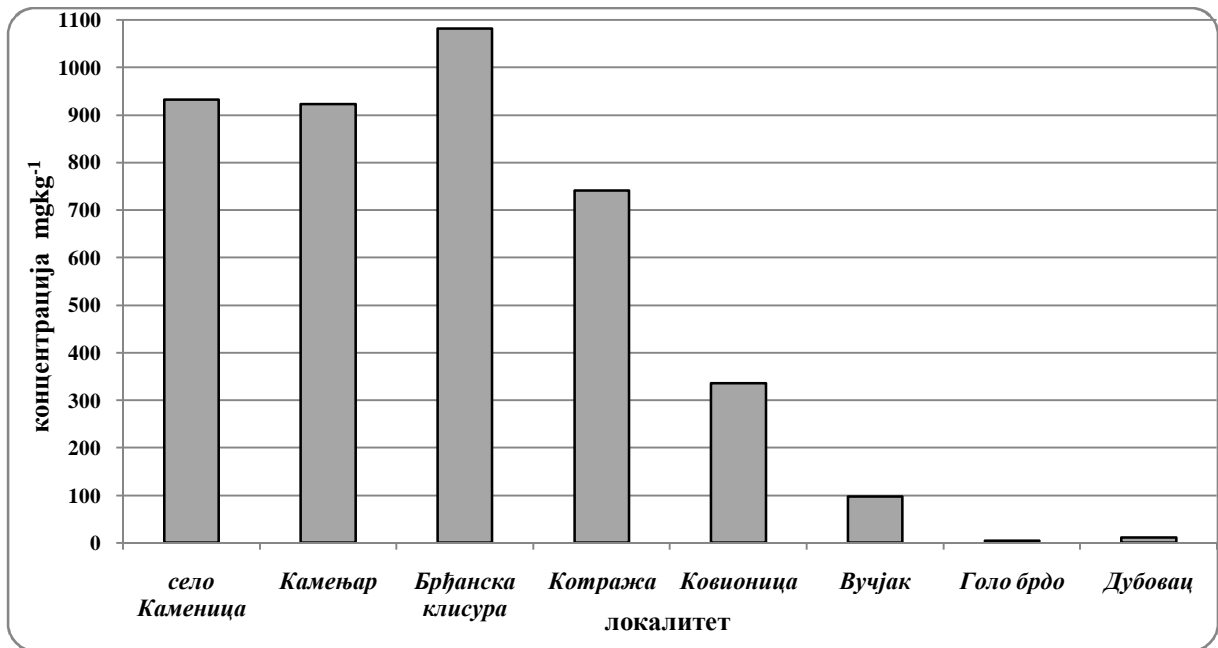
Процењено је да су просечне концентрације Ni у Земљиној кори око 20 mgkg⁻¹, док је његова концентрација у ултрабазичним стенама 1400-2000 mgkg⁻¹. Концентрација Ni се смањује са повећањем киселости стена, и у гранитима је 5-20 mgkg⁻¹, док седиментне стене садрже 5-90 mg Ni kg⁻¹ (Kabata-Pendias, 2011).

Никла у природи има у облику сулфатних, бакарних и силикатних минерала. Он се углавном таложу са Fe и Mn оксидима, и бива укључен у геотите, лимоните, серпентините, као и друге минерале Fe, али је повезан и са карбонатима, фосфатима и силикатима. У земљишту се Ni среће у различитим формама, може доспети емисијом NiO, хелатизован је органским материјама, у оквиру је Mg силикатних минерала, оклудован у оксидима Fe и Mn, налази се у Ni-Al хидроксидама, растворним хелатима и у форми Ni²⁺ (McNear et al., 2007).

Дистрибуција Ni у земљишним профилима је повезана са органским материјама или са аморфним оксидима и глиеним фракцијама у земљишту, што је у директној вези са различитим типовима земљишта. Серпентинска земљишта су позната по високом садржају Ni који су у облику лако растворних органских комплекса. Садржај Ni у проучаваним земљиштима опадао од земљишта насталих на серпентину преко земљишта кречњачке, песковите до андезитне геолошке подлоге.

Никл је лако покретан (за разлику од Mn²⁺ и Fe²⁺) у земљишту, а Ni²⁺ јон је релативно стабилан у воденој фази, и има могућност миграције у оквиру земљишних профила. Оксиди Fe и Mn, као и Fe-Mn конкреције акумулирају велике количине Ni из којих је он лако доступан биљкама. Оксиди Mn могу екстактовати 15-30% тоталног Ni. У контроли понашања и биодоступности Ni пресудну улогу имају неколико земљишних карактеристика као што су: фракција глине, рН и органске материје земљишта (Кастори, 1990).

Средње концентрације Ni (График 8) у земљишту утврђене приликом овог истраживања биле су у распону 4.103-1081.855 mgkg⁻¹ (Голо брдо-Брђанској клисура). Просечна вредност садржаја Ni у земљишту била је 515,532 mgkg⁻¹.

График 8. Концентрација $[\text{mgkg}^{-1}]$ Ni у земљишту

Садржај Ni у земљишту зависи од његовог садржаја у матичној стени, али и од педогенетских процеса и антропогене активности. Земљишта широм света садрже Ni у широком опсезима, међутим његова концентрација је процењена на $13\text{-}37 \text{ mgkg}^{-1}$ (просечно 29 mgkg^{-1}) (Kabata-Pendias, 2011). Његов укупни садржај у земљишту Србије варира $4\text{-}500 \text{ mgkg}^{-1}$, у земљиштима са већим садржајем песка и креча његов садржај је испод 50 mgkg^{-1} . У земљиштима Војводине његов просечан садржај процењен на 14.77 mgkg^{-1} , а варирао је у опсегу $1.78\text{-}62.66 \text{ mgkg}^{-1}$ (Кастори, 1993, Dozet et al., 2011). Према неким ауторима у земљиштима формираним на серпентинима садржај Ni се креће $500\text{-}600 \text{ mgkg}^{-1}$ (због адсорпције Ni двовалентног катјона (Ni^{2+}) на колоиде глине) (Кастори, 1990). Ghaderian и други аутори (2007), наводе да је тотална концентрација Ni у серпентинским земљиштима у границама $500\text{-}8000 \text{ mgkg}^{-1}$. Према неким подацима гранична вредност Ni је 35 mgkg^{-1} , ремедијациона вредност 210 mgkg^{-1} , МДК до 50 mgkg^{-1} , док директива Европске уније одређује његову границу $30\text{-}75 \text{ mgkg}^{-1}$.

Резултати добијени у овом истраживању показују да су у земљиштима свих серпентинских локалитета, као и у кречњачком земљишту концентрације Ni биле више од граничне вредности, вредности које прописује Европске заједнице и МДК прописаних за земљишта. Такође, земљишта серпентинских локалитета садрже Ni изнад ремедијационе вредности. Треба нагласити да су добијене вредности садржаја Ni у овом истраживању у границама горе поменутих литературних података неких аутора. Ово се посебно односи на серпентинска земљишта која су по природи богата Ni о чему говоре бројни аутори (Shallari et al., 1998; Brady et al., 2005; Ghaderian et al., 2007; Reeves et al., 2007; Kabata-Pendias, 2011).

Садржај олова (Pb) у земљишту

Средња вредност садржаја Pb у Земљиној кори се процењује на 15 mgkg^{-1} . У ултрабазичним стенама концентрација Pb се креће $0.1\text{-}8 \text{ mgkg}^{-1}$, а у кречњачким седиментима $3\text{-}10 \text{ mgkg}^{-1}$.

Порекло Pb у земљишту је углавном из матичног супстрата, али због све присутнијег антропогеног загађења (рударство, индустријска активност, саобраћај), земљишта постају богатија овим металом. Олово се нарочито акумулира у површинским хоризонтима земљишта, углавном због његове сорпције са органским

материјама земљишта. Њега у земљишту има у сулфидним рудама (галенит (PbS) и англезит (PbSO_4)). Олово се додаје као адитив бензину чијим сагоревањем Pb доспева у атмосферу и на површину земљишта и загађује га, обзиром да су сва Pb једињења отровна.

Дистрибуција Pb у минералима земљиштима је у позитивној корелацији са фином земљишном гранулометријском фракцијом. Током времена Pb сулфиди се споро оксидују, и могу да формирају карбонате, и на тај начин да се фиксирају са минералима глине, хидроксидима и органским материјама земљишта. Дистрибуција Pb у оквиру земљишних профила није униформна, оно има велику способност за везивање са хидроксидима (нарочито Fe и Mn), тако да његова концентрација у нодулама Fe и Mn достиже и до $20\ 000\ \text{mgkg}^{-1}$ (Kabata-Pendias and Pendias, 1999). Оно је везано са минералима глине, оксидима Mn , хидроксидима Fe и Al , органским материјама земљишта, али се и концентрише у калцијум карбонату и партикулама фосфата.

На динамику Pb у земљишту утичу бројни фактори од којих су рН вредност, органске материје земљишта (које га адсорбују у великој мери), и глина најважнији. Олово се јавља углавном у земљишту у облику Pb^{2+} , мада је и Pb^{+4} стање такође познато. Оно се више адсорбује од стране неких елемената (Cu , Zn , Cd) који се слично понашају као Pb у земљишту, а чак 2-3 пута јаче од Ca^{2+} јона. У земљишту Pb се налази у растворљивом халогеном облику (PbClBr), касније настају слабије растворљива једињења (PbCO_3 , $\text{Pb}_3(\text{PO})_4$), и мало растворљиво PbSO_4 . Због настанка ових једињења и његове велике адсорпције покретљивост Pb у земљишту је мала (Кастори, 1993).

Садржај Pb у земљиштима (График 9) утврђен у овом истраживању се кретао $10.285\text{-}39.375\ \text{mgkg}^{-1}$ (Дубовац-Камењар). Просечна вредност садржаја Pb у земљишту била је $18,701\ \text{mgkg}^{-1}$.

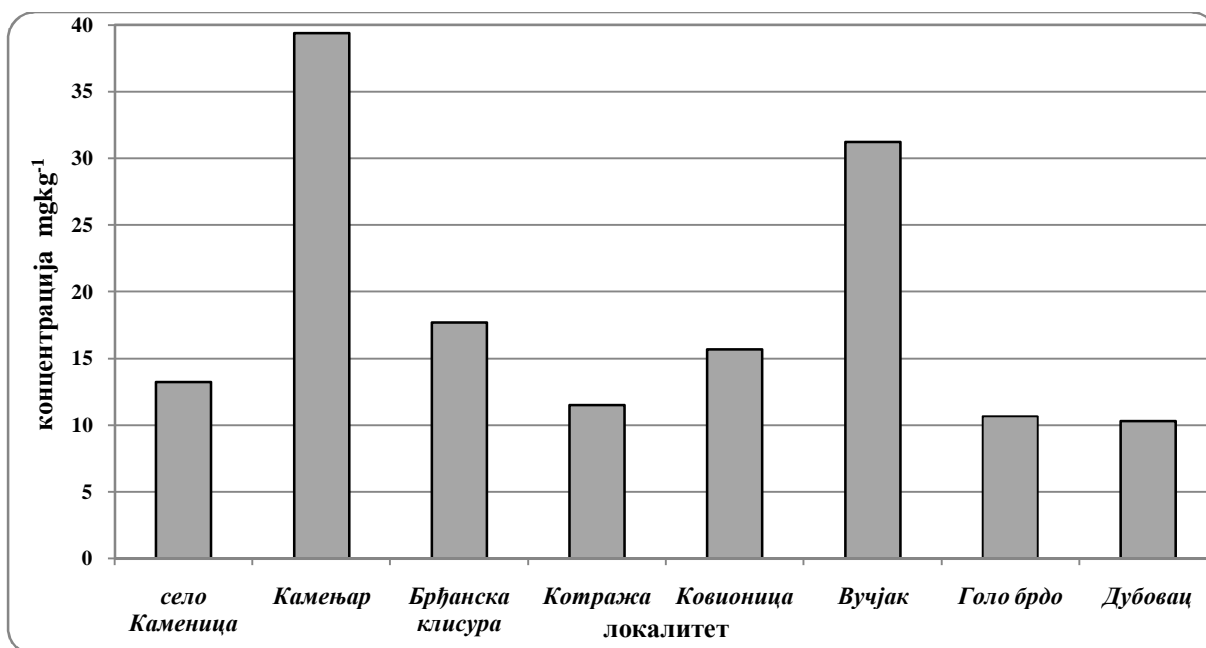


График 9. Концентрација [mgkg^{-1}] Pb у земљишту

Просечан садржај Pb у земљиштима широм света варира $18\text{-}32\ \text{mgkg}^{-1}$. Процењује се да је средња вредност тоталног Pb у различитим земљиштима $27\ \text{mgkg}^{-1}$ (Kabata-Pendias, 2011; Sawidis et al., 2011). Неки аутори наводе да је горњи лимит садржаја Pb у земљиштима из незагађених средина $70\ \text{mgkg}^{-1}$ (Davies, 1977). Према неким истраживањима садржај Pb у земљишту Србије је варијабилан (што проистиче од варијабилности матичног супстрата) и вариро је $0\text{-}44\ \text{mgkg}^{-1}$, најчешће $0.1\text{-}20\ \text{mgkg}^{-1}$.

Просечан садржај олова у земљиштима Војводине процењен је на 17.17 mgkg^{-1} (Кастори, 1993). Такође, неке од вредности концентрације Pb су: гранична вредност 85 mgkg^{-1} , ремедијациона вредност 530 mgkg^{-1} , МДК до 100 mgkg^{-1} , а директива Европске уније прописује његову концентрацију у распону $50\text{-}300 \text{ mgkg}^{-1}$.

Резултати нашег истраживања показали су да је садржај Pb опадао од серпентинских, преко кречњачког и андезитног земљишта до земљишта насталог на песку. Вредности садржаја Pb у истраживаним земљиштима су у сагласности са литературним подацима који говоре о пореклу Pb у земљишту из матичног супстрата. На локалитету Дубовац садржај Pb је нешто нижи од просечног садржаја олова у земљиштима Војводине, али је у границама горе поменутих референтних вредности. На локалитету Камењар садржај Pb је у сагласности са литературним подацима неких аутора (Robinson et al., 1997; Obratov et al., 2006; Reeves et al., 2007; Bech et al., 2008; Kabata-Pendias, 2011).

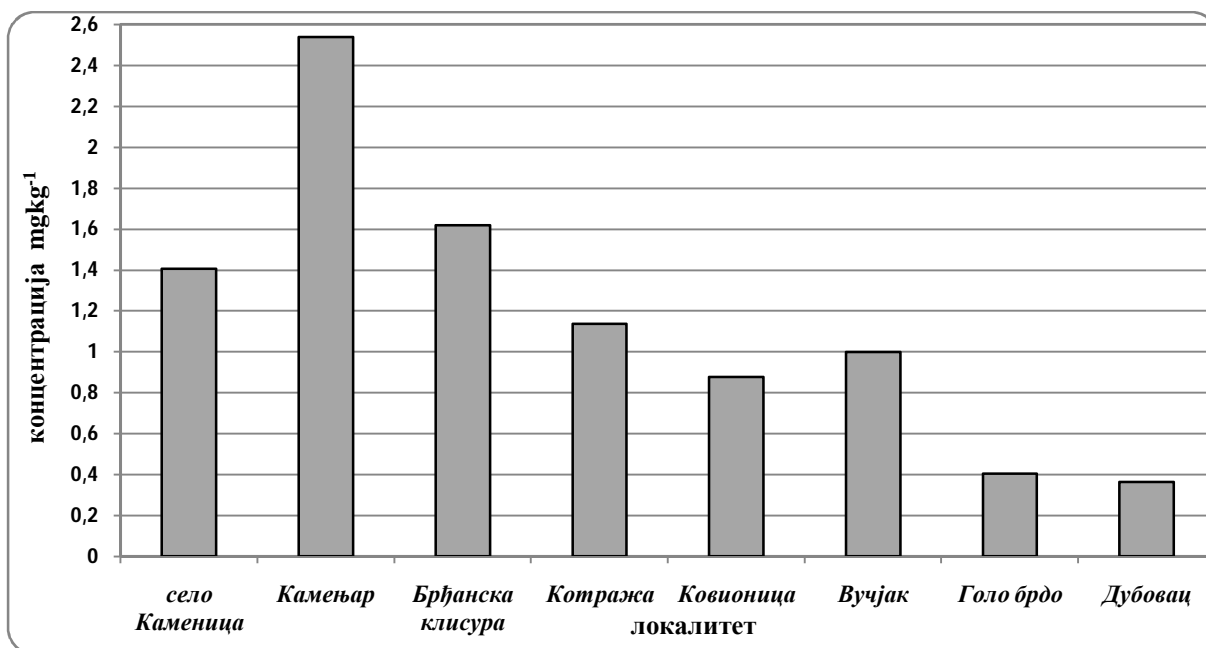
Садржај кадмијума (Cd) у земљишту

Просечна концентрација Cd у Земљиној кори процењена је на 0.1 mgkg^{-1} . Он се у природи ретко појављује у малом броју форми (CdS, CdSe, CdO), али и рудама Cd и Pb (Kabata-Pendias, 2011).

Кадмијум се у земљишту налази у облику сулфида, и то најчешће у двовалентним једињењима. Повећане концентрације Cd у земљишту су делом пореклом из литосфере, а високе концентрације Cd су запажене у околини рудника Pb и Zn, метално-прерађивачке индустрије, као и канализационом муљу и фосфатним ђубривима (Zachini et al., 2009; Al-Khashman and Shawabkeh, 2006). На садржај Cd у земљишту све више утиче антропогено загађење, тако да је његов садржај у атмосфери и земљишту повећан дуж саобраћајница, као и у земљиштима на којим се примењује отпадни муљ и фосфатна ђубрива. Попут садржаја других тешких метала и садржај приступачног Cd се смањује повећањем рН вредности и капацитета замене катјона у земаљишту. Такође, земљишта богата глином и органским материјама садрже мање приступачног Cd (Кастори, 1993).

Кадмијум је слабо покретан у земљишту, што се објашњава његовим јаким везама са Fe и Mn (нарочито са оксидима ових метала). У условима хумидне климе Cd мигрира у дубље земљишне профиле, док је повећан садржај Cd у површинским слојевима углавном везан за ефекте његове антропогене контаминације земљишта. Током времена, Cd лако прелази у мобилне депое, и формира неколико типова јонских комплекса и органских хелата у земљишту. У земљишном раствору Cd се појављује као: Cd^{2+} , CdSO_4 , CdCl у аерисаним земљиштима; Cd , CdCl^+ , CdSO_4 у киселим земљиштима и CdHCO_3^+ у алкалним земљиштима. У земљишним растворима 55-90% Cd се налази у форми слободног Cd^{2+} јона и лако је доступан биљкама (Taylor and Percival, 2001). Поред неорганских форми, Cd се у земљишном раствору јавља и у облику комплекса са органским киселинама (амино, хумидним и фулво киселинама).

Средње концентрације Cd (график 10) у земљишту добијене приликом овог истраживања кретале су се $0.364\text{-}2.538 \text{ mgkg}^{-1}$ (Дубовац-Камењар). Просечна вредност садржаја Cd у земљишту била је $1,168 \text{ mgkg}^{-1}$.

График 10. Концентрација [mgkg⁻¹] Cd у земљишту

У земљиштима широм света процењује се да је садржај Cd око 0.41 mgkg⁻¹ (0.2-1.1 mgkg⁻¹). У незагађеним земљиштима садржај Cd је у вези са земљишном текстуром, и варира тако да је у песковитим 0.01-0.3 mgkg⁻¹, а 0.2-0.8 mgkg⁻¹ у иловачастим земљиштима (Kabata-Pendias, 2011), док је у загађеним земљиштима досеже 20 mgkg⁻¹ (Ivask et al., 2011). Према неким истраживањима садржај Cd у земљиштима Србије варира 0.01-2.0 mgkg⁻¹ (Кастори, 1993). Неке од вредности концентрације Cd су: гранична вредност 0.8 mgkg⁻¹, ремедијациона вредност 12 mgkg⁻¹, МДК до 3 mgkg⁻¹, а директива Европске уније прописује његову вредност 1-3 mgkg⁻¹.

Добијене вредности концентрације Cd у свим истраживаним земљиштима су у сагласности са горе поменутих литературних изворима. Такође, највише су га садржала серпентинска и кречњачка, па затим земљишта настала на андезиту и песку. Резултати овог истраживања показују да су на свим серпентинским, као у кречњачким земљиштима утврђене концентрације Cd у земљишту више од прописане гранична вредност.

Садржај кобалта (Co) у земљишту

Концентрација Co у површинским деловима Земљине коре износи 10-12 mg/kg. Концентрације Co у базични стенама достижу 200 mgkg⁻¹, а у серпентинским стенама природно се среће велики садржај Co и до 520 mgkg⁻¹ (Kabata-Pendias, 2011).

Неколико земљишних фактора утичу на дистрибуције Co у земљишту, при чему хидроксида Fe и Mn имају велики значај. Геохемијски циклус Co је сличан циклусима Fe и Mn, и повезан је са неколико минерала ових метала. Кобалт лако улази у састав силиката Fe и Mn (обзиром да има сличан јонски радијус), као и у састав алуминијумових силиката (Keshav et al., 2011). Хемијско понашање Co у земљишту је под јаким утицајем углавном Mn оксида, тако да Mn оксиди имају високи капацитет за апсорпцију биогених и абиогених форми Co. Форме Co³⁺ су нестабилне у воденој фази, и таложе се као сулфиди и/или се апсорбују путем хидроксида. Такође, релативно лаке интеракције Co са металима који су геохемијски и биохемијски повезани са Fe имају значајан утицај на његово понашање и његову биодоступност у земљишту.

Порекло Co у земљишту је већином од матичног супстрата. Садржај Co и његова дистрибуција у земљишним профилима зависе од педогенетских процеса, а његов

садржај је углавном одређен типом земљишта. Резултати овог истраживања показују да је садржај Co у земљишту опадао у зависности од геолошке подлоге на коме су она настала и то серпентин-кречњак-андезит-песак. Повећане концентрације Co забележене у иловачастим и органским земљиштима, а у земљиштима око рудних наслага концентрације достижу и до 85 mgkg^{-1} (Kabata-Pendias, 2011), док га серпентинска земљишта садрже и преко 90 mgkg^{-1} (Ghaderian et al., 2007). Средња вредност концентрације Co у површинским хоризонтима земљишта широм света је 11.3 mgkg^{-1} . Такође, гранична вредност Co је 9 mgkg^{-1} , а његова ремедијациона вредност 240 mgkg^{-1} .

Резултати овог истраживања (График 11) су показали да се садржај Co у земљишту се кретао $2.719\text{--}89.398 \text{ mgkg}^{-1}$ (Дубовац-Камењар). Просечна вредност садржаја Co у земљишту била је $30,399 \text{ mgkg}^{-1}$.

У свим серпентинским земљиштима, као и на кречњачком земљишту утврђене су концентрације Co више од прописане гранична вредност (исто као и за Cd), као и да су концентрације овог метала више и од његове средње вредности утврђене за земљишта широм света. Одговор за различиту концентрацију Co у истраживаним земљиштима треба тражити у чињеници да матични супстрат и одређени тип земљишта настао на њему одређују садржај Co у земљишту, као и то да серпентинска земљишта обилују у садржају појединих елемената (попут Ni , Cr , Co).

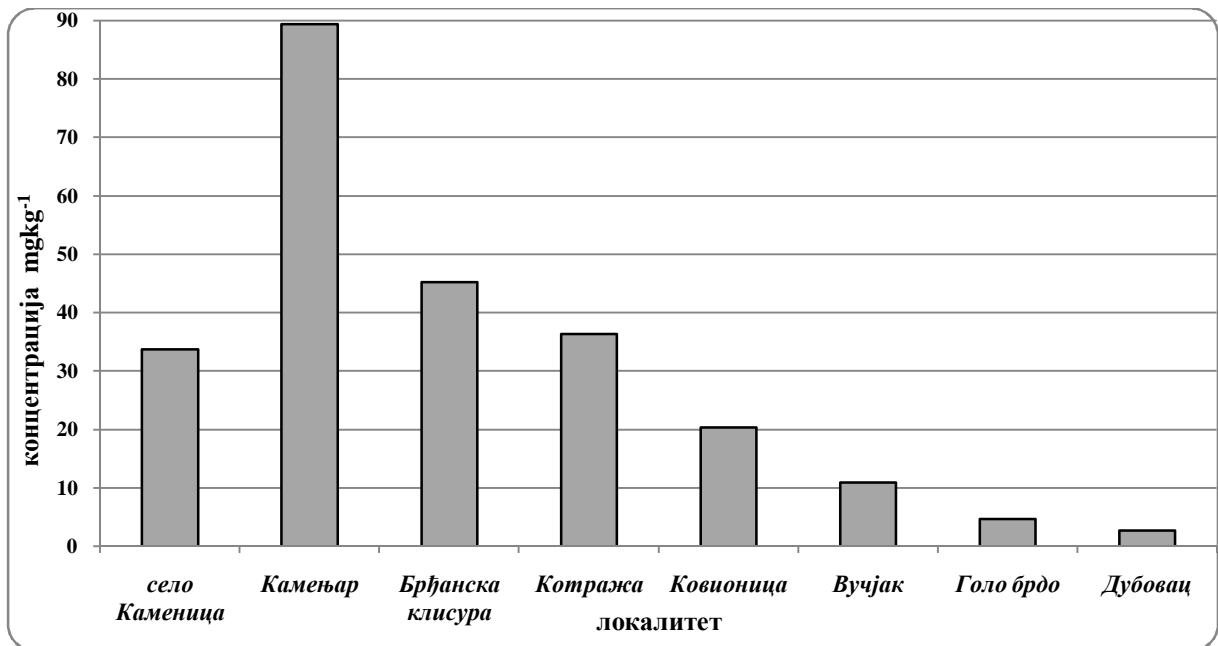


График 11. Концентрација [mgkg^{-1}] Co у земљишту

Садржај хрома (Cr) у земљишту

Просечна вредност Cr у површинским слојевима Земљине коре је 100 mgkg^{-1} . У ултрабазичним стенама садржај Cr може бити преко 3000 mgkg^{-1} , док у стенама киселе реакције (на пример гранит) може бити мање од 50 mgkg^{-1} (Kabata-Pendias, 2011).

Хром је из Земљине унутрашњости на површину доспео изливањем магме. Општа формула минералне групе којој хром припада је $(\text{Mg,Fe})\text{O}^*(\text{Cr,Al,Fe})_2\text{O}_4$. Сви минерали Cr су резистентни на хемијске промене током времена, и због њихове велике специфичне тежне су углавном концентрисани у облику различитих типова конкреција и наслага. Минерали хрома су вероватно везани за пироксене, амфиболите, а такође су и хромити (FeCr_2O_4 и PbCrO_4) минерали заступљени у земљишту. Геохемијска асоцијација Cr са Fe и Mn је одговорна за његову повећану концентрацију у феро-

магнезијумовим нодулама у седиментима морског дана, као и у конкрецијама Fe у земљиштима.

Геохемија Cr је комплекса због његове способности да лако прелази из једног у друго оксидационо стање. Велика разноликост оксидационих стања Cr омогућава му да формира катјонске и анјонске комплексе, као и комплексе са органским једињењима. У природи Cr се појављује у једињењима са валенцама +3 (хромити) и +6 (хромати). Једињења Cr³⁺ су врло стабилна у земљишту, док су Cr⁶⁺ једињења нестабилна, и лако се мобилишу како у киселим, тако и у алкалним земљиштима. Такође је показано, да се више од 80% садржаја хрома у земљишту јавља у облику непокретне резидуалне фракције. У незагађеним земљиштима неутралних рН, Cr је слабо покретан, и стога тешко доступан биљкама. Оксидациони потенцијал Cr је директно повезан са садржајем Mn оксида у земљишту. У земљиштима богатим глином и хумусом Cr је чврсто везан, а нешто слабије у песковитим земљиштима, на шта указују и резултати овог рада обзиром да га песковито земљиште најмање садржи. Његова покретљивост у земљишту је мала, тако да се углавном абсорбује у његовом површинском слоју (5-10 cm). У већини земљишта више се усваја Cr⁶⁺ и брзо редукује до Cr³⁺ који затим прелази у слабо растворљиви Cr(OH)₃, које је тешко доступан биљкама. Хром доспева у земљиште након јонизације соли које су растворљиве попут хромата Na, K, Mg и Ca (Кастори, 1993). Понашање хрома у земљишту може бити промењено под утицајем хромових органских комплекса (органске материје као биогена форма Fe²⁺ стимулишу редукцију Cr⁶⁺ у Cr³⁺).

Садржај Cr у земљишту према резултатима овог истраживања (График 12) се кретао 13.740- 652.269 mgkg⁻¹ (Дубовац-Котража). Просечна вредност садржаја Cr у земљишту била је 304,506 mgkg⁻¹.

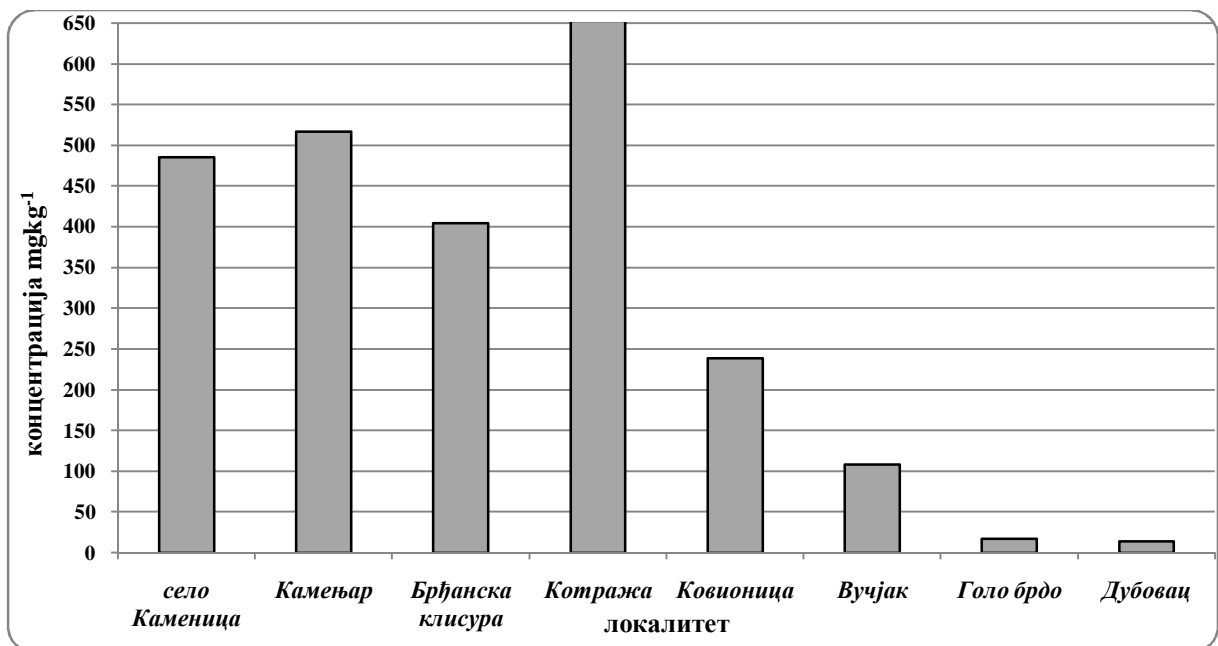


График 12. Концентрација [mgkg⁻¹] Cr у земљишту

Просечан садржај Cr у земљиштима широм света је процењен на 60 mgkg⁻¹. Према Brunetti и другим ауторима (2009), истраживана земљишта садрже 36.18-115.15 mg Cr kg⁻¹, а према Ghaderian и другим ауторима (2007), серпентинска земљишта садрже 60-265 mg Cr kg⁻¹. Већи садржај овог метала је пронађен у земљиштима насталим на базним стенама, тако да земљишта настала на серпентинима понекад садрже и више од 100 000 mg Cr kg⁻¹ (Kabata-Pendias, 2011). Садржај Cr у земљишту

Србије варира $5-100 \text{ mgkg}^{-1}$, ретко $500-1000 \text{ mgkg}^{-1}$, док је његов садржај код земљишта образованих на серпентину $0.1-6.2\%$ (Кастори, 1993). Просечна вредност садржаја хрома у земљиштима Војводине је 29.89 mgkg^{-1} (Кастори, 1993). Такође су установљене и још неке вредности концентрације Cr: гранична вредност 100 mgkg^{-1} , ремедијациона вредност 380 mgkg^{-1} , МДК до 100 mgkg^{-1} , а директива Европске уније прописује његове границе у оквиру $100-150 \text{ mgkg}^{-1}$.

Резултати овог истраживања показују да је садржај Cr у земљишту опадао у зависности од геолошке подлоге на коме су она настала и то серпентин-кречњак-андезит-песак. Добијени резултати указују да су серпентинска земљишта, као и земљиште настало на кречњачкој геолошкој подлози садржала Cr изнад граничне вредности, вредности коју прописује Европска унија и МДК. Такође, земљишта настала на серпентинској геолошкој подлози (осим локалитета Ковионица) садрже Cr изнад ремедијационе вредности. Хром је углавном пореклом из стена, његове високе концентрације утврђене су у габроидним и ултрабазичним стена које су генерално богате Fe, Ni и Cr (Shallari et al., 1998; Kazakou et al., 2010), на шта указују и резултати овог истраживања обзиром да је његов висок садржај утврђен у земљиштима насталим на серпентину.

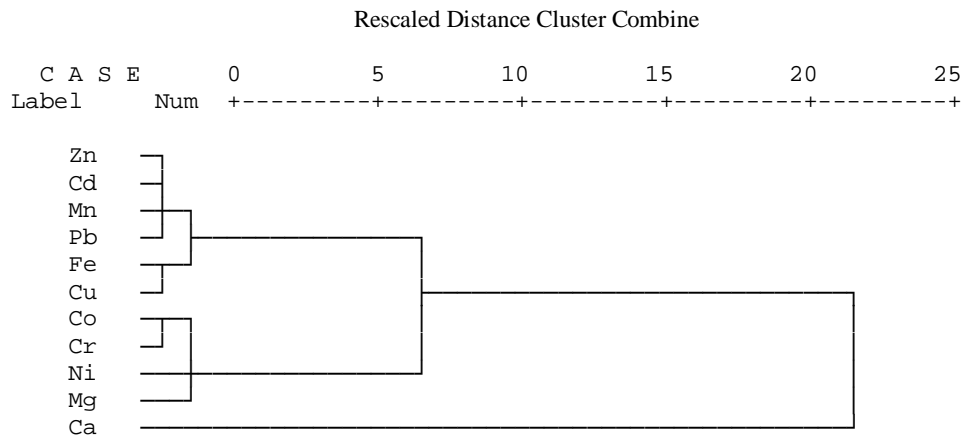
Резултати овог истраживања су показала да су земљишта настала на серпентинској геолошкој подлози садржала највише Mg, Fe, Zn, Ni, Cd, Co и Cr, док је земљиште настало на кречњаку садржало највише Ca, Mn, Cu и Pb у поређењу са земљиштима насталим на другим проучаваним подлогама. Такође, у земљишту насталом на андезитној подлози утврђен је најмањи садржај Mg, Fe, Mn, Cu, Zn и Ni, а у оном насталом на песку најмањи садржај Pb, Cd, Co и Cr.

Земљишта настала на серпентинској геолошкој подлози се карактеришу великим садржајем пре свега Mg, а затим и Fe, Ni, Ca и Cr, док земљишта настала на кречњаку, андезиту и песку садрже највише Fe, а затим Ca, Mg и Mn. Сва проучавана земљишта без обзира на геолошку подлогу на којој су настала карактерише мали садржај Cu и Cd. Садржај осталих испитиваних метала варирао је како у оквиру серпентинских земљишта, тако и између земљишта на испитиваним геолошким подлогама.

Добијени резултати указују да су серпентинска земљишта, као и земљиште настало на кречњачкој геолошкој подлози садржала Ni и Cr изнад граничне вредности, вредности коју прописује Европска унија и МДК прописаних за земљишта. Земљишта настала на серпентинској геолошкој подлози садржала су Ni и Cr изнад ремедијационе вредности. Такође, добијени резултати су показали да су земљишта на серпентинској геолошкој подлози, као и земљиште настало на кречњаку садржала Co и Cd више од прописане граничне вредности. Средње вредности концентрација Co, Cd, Ni и Cr биле су више и од њихових средњих вредности утврђених за земљишта широм света. Такође, у серпентинском земљишту локалитета Камењар, као и кречњачком локалитета Вучјак утврђен је садржај Mn и Pb који је већи од вредности њихових садржаја утврђених за земљишта широм света.

Резултати Кластер анализе показују да се земљишта, без обзира на којој су геолошкој подлози настала, могу груписати у три групе по првом нивоу сличности у садржају испитиваних метала (График 13). Прва група показује сличност у садржају Zn, Cd, Mn и Pb, друга у садржају Fe и Cu, а трећа у садржају Co и Cr. Други ниво сличности повезује прве две групе из предходног нивоа, док се у другом нивоу трећој групи придодују Ni и Mg. Садржај Ca у земљишту показује најмању сличност у односу на садржаје осталих метала у земљишту.

HIERARCHICAL CLUSTER ANALYSIS
Dendrogram using Ward Method



Концентрације истраживаних метала (Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn, Ni, Pb, Cd, Co, Cr) у земљишту

График 13. Кластер анализа концентрације испитиваних метала у земљишту

САДРЖАЈ ИСПИТИВАНИХ МЕТАЛА У ПРОУЧАВАНИМ БИЉКАМА НА ИСТРАЖИВАНИМ ЛОКАЛИТЕТИМА

САДРЖАЈ МЕТАЛА У БИЉКАМА НА ЛОКАЛИТЕТУ - СЕЛО КАМЕНИЦА

На локалитету село Каменица је узорковано 20 врста биљака (*Alyssum markgrafii*; *Alyssum montanum*; *Alyssum murale*; *Artemisia alba*; *Chamaespartium sagittale*; *Chrysopogon gryllus*; *Cotinus coggygia*; *Dorycnium pentaphyllum* subsp. *herbaceum*; *Euphorbia glabriflora*; *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus*; *Melica ciliata*; *Potentilla argentea*; *Potentilla visianii*; *Sanguisorba minor*; *Sedum acre*; *Silene sendtneri*; *Stachys scardica*; *Stachys recta*; *Teucrium chamaedrys* и *Teucrium montanum*) и њихове средње вредности концентрација испитиваних метала су приказане у Табели 19.

Табела 19. Средње вредности концентрација¹ испитиваних метала [mgkg⁻¹] у одабраним биљним врстама на локалитету село Каменица

Биљна врста/ метал	Ca	Mg	Fe	Mn	Cu	Zn
<i>Alyssum markgrafii</i>	10766.656±39.488	7927.019±33.972	2049.277±44.233	80.549±0.488	0.987±0.033	24.667±0.053
<i>Alyssum montanum</i>	8384.667±46.263	5401.333±30.323	1244.933±17.215	176.847±0.894	1.529±0.052	13.011±0.094
<i>Alyssum murale</i>	12588.333±33.116	6115.417±38.743	2891.250±36.632	108.042±1.315	3.510±0.079	49.779±0.391
<i>Artemisia alba</i>	4704.167±11.902	5289.583±18.669	298.333±5.324	22.812±0.135	9.603±0.062	20.572±0.081
<i>Chamaespartium sagittale</i>	4334.583±16.001	3752.917±15.765	307.042±3.288	115.613±0.580	5.578±0.064	31.742±0.123
<i>Chrysopogon gryllus</i>	1098.750±6.397	3756.667±26.583	647.042±8.040	27.746±0.292	1.671±0.020	26.738±0.122
<i>Cotinus coggygia</i>	6185.417±77.547	2330.625±24.986	141.525±0.405	28.321±0.097	4.618±0.027	17.784±0.125
<i>Dorycnium pentaphyllum</i> subsp. <i>herbaceum</i>	9402.083±41.696	3693.750±15.712	567.333±1.678	45.183±0.127	2.753±0.020	10.202±0.068
<i>Euphorbia glabriflora</i>	4336.667±21.311	3716.667±13.006	618.083±8.968	1118.583±6.837	2.139±0.008	31.421±0.117
<i>Helleborus multifidus</i> subsp. <i>serbicus</i>	11438.750±87.945	5285.833±84.641	227.633±2.091	14.684±0.035	7.708±0.039	22.846±0.227
<i>Melica ciliata</i>	1838.083±8.956	4289.167±18.416	1146.125±15.198	44.042±0.310	1.407±0.006	15.514±0.104
<i>Potentilla argentea</i>	8750.417±20.580	13145.000±46.422	2054.417±43.763	91.229±0.875	3.953±0.015	42.146±0.112
<i>Potentilla visianii</i>	11104.583±36.586	8443.750±45.655	1912.292±25.553	69.533±0.464	3.211±0.031	23.098±0.020
<i>Sanguisorba minor</i>	13414.583±79.866	10870.833±77.937	1790.000±7.561	57.921±0.774	4.159±0.011	19.477±0.077
<i>Sedum acre</i>	11252.500±37.115	42010.417±247.656	12756.250±48.264	195.454±1.525	2.377±0.026	23.851±0.086
<i>Silene sendtneri</i>	7967.500±38.046	7279.167±40.855	1408.917±9.347	68.079±1.856	1.880±0.033	25.642±0.204
<i>Stachys scardica</i>	4610.417±23.099	2889.167±27.734	140.813±1.459	34.317±0.465	4.142±0.108	17.942±0.135

<i>Stachys recta</i>	3427.435±17.711	5261.595±29.486	113.494±1.290	14.062±0.105	3.505±0.038	11.812±0.112
<i>Teucrium chamaedrys</i>	2507.542±19.146	17005.417±61.511	1781.917±7.926	149.713±1.926	2.913±0.031	12.325±0.056
<i>Teucrium montanum</i>	4548.333±18.280	10051.250±37.906	2434.583±41.755	78.483±0.583	3.816±0.054	22.924±0.038

Биљна врста/метал	Ni	Pb	Cd	Co	Cr
<i>Alyssum markgrafii</i>	3732.429±14.504	21.177±0.100	0.196±0.005	9.164±0.023	52.473±0.624
<i>Alyssum montanum</i>	71.253±0.928	2.580±0.023	0.172±0.004	4.403±0.033	30.315±0.439
<i>Alyssum murale</i>	3881.667±10.916	4.247±0.043	0.372±0.004	9.504±0.080	56.396±0.812
<i>Artemisia alba</i>	69.954±0.296	0.544±0.014	0.162±0.002	0.597±0.008	3.955±0.027
<i>Chamaespartium sagittale</i>	16.514±0.054	1.529±0.022	0.109±0.003	1.039±0.003	6.760±0.112
<i>Chrysopogon gryllus</i>	26.704±0.162	0.443±0.008	0.059±0.003	1.401±0.007	13.524±0.154
<i>Cotinus coggygria</i>	9.255±0.050	0.435±0.053	0.021±0.002	0.248±0.006	1.346±0.006
<i>Dorycnium pentaphyllum</i> subsp. <i>herbaceum</i>	49.713±0.434	0.343±0.006	0.039±0.001	1.278±0.010	9.849±0.024
<i>Euphorbia glabriflora</i>	31.254±0.195	1.667±0.022	0.085±0.002	4.034±0.023	13.418±0.085
<i>Helleborus multifidus</i> subsp. <i>serbicus</i>	57.650±0.394	1.391±0.056	0.069±0.003	0.546±0.010	3.064±0.031
<i>Melica ciliata</i>	41.183±0.409	1.214±0.022	0.076±0.003	2.358±0.018	19.623±0.130
<i>Potentilla argentea</i>	147.892±0.521	1.077±0.008	0.279±0.003	7.002±2.950	39.163±0.299
<i>Potentilla visianii</i>	84.379±0.171	2.129±0.049	0.194±0.003	4.427±0.009	41.500±0.224
<i>Sanguisorba minor</i>	128.913±0.605	0.296±0.031	0.138±0.003	5.751±0.020	25.550±0.147
<i>Sedum acre</i>	493.458±1.799	10.025±0.046	0.546±0.004	22.676±0.099	256.929±5.038
<i>Silene sendtneri</i>	55.688±0.600	1.991±0.056	0.133±0.004	2.967±0.022	28.725±0.431
<i>Stachys scardica</i>	11.600±0.090	0.201±0.012	0.014±0.001	0.315±0.004	1.879±0.044
<i>Stachys recta</i>	39.542±0.297	3.692±0.277	0.021±0.002	0.185±0.004	1.348±0.019
<i>Teucrium chamaedrys</i>	145.675±0.630	3.090±0.024	0.154±0.003	8.831±0.070	92.050±1.051
<i>Teucrium montanum</i>	117.421±0.293	3.025±0.012	0.173±0.002	6.506±0.016	56.467±0.620

¹ средња вредност (n=6) ± стандардна девијација [mgkg⁻¹]

Резултати нашег истраживања показују да је концентрација калцијума била највиша код највећег броја врста са овог локалитета (осим у врстама *Artemisia alba*, *Chrysopogon gryllus*, *Melica ciliata*, *Potentilla argentea*, *Sedum acre*, *Stachys recta*, *Teucrium chamaedrys* и *Teucrium montanum* у којима је концентрација магнезијум била највиша). Такође, код свих врста овог локалитета забележена је најнижа концентрација кадмијума.

Концентрације осталих испитиваних метала су варирали у зависности од врсте биљака и метала. Средње вредности концентрације Са су се кретале од 1098.750 mgkg⁻¹ забележене у врсти *Chrysopogon gryllus* до 13414.583 mgkg⁻¹ у врсти *Sanguisorba minor*.

Врста *Sedum acre* садржала је највише Mg (42010.417 mgkg⁻¹), а најнижа концентрација овог метала забележена у врсти *Cotinus coggygria* (2330.625 mgkg⁻¹).

Концентрације Fe су се кретале у распону од 113.494 mgkg⁻¹ (у врсти *Stachys recta*) до 12756.250 mgkg⁻¹ (у врсти *Sedum acre*).

Код врсте *Euphorbia glabriflora* утврђен је највећи садржај Mn (1118.583 mgkg⁻¹), а најмањи у врсти *Stachys recta* (14.062 mgkg⁻¹).

Средње вредности концентрације Cu биле су од 0.987 mgkg⁻¹ забележене у врсти *Alyssum markgrafii* до 9.603 mgkg⁻¹ у врсти *Artemisia alba*.

Највиша концентрација Zn (49.779 mgkg⁻¹) констатована је у врсти *Alyssum murale*, а најнижа у врсти *Dorycnium pentaphyllum* subsp. *herbaceum* (10.202 mgkg⁻¹).

Највећи садржај Ni забележен је у два врстама рода *Alyssum*, *A. murale* (3881.667 mgkg⁻¹) и *A. markgrafii* (3732.429 mgkg⁻¹), а најмањи у врсти *Cotinus coggygria* (9.255 mgkg⁻¹).

Садржај Pb се кретао од 0.201 mgkg⁻¹ у врсти *Stachys scardica*, до 21.177 mgkg⁻¹ у врсти *Alyssum markgrafii*.

Одабране врсте на локалитету село Каменица су садржале најниже концентрације Cd од свих испитиваних метала. Садржај овог метала се кретао од 0.014 mgkg⁻¹ у врсти *Stachys scardica* до 0.546 mgkg⁻¹ у врсти *Sedum acre*.

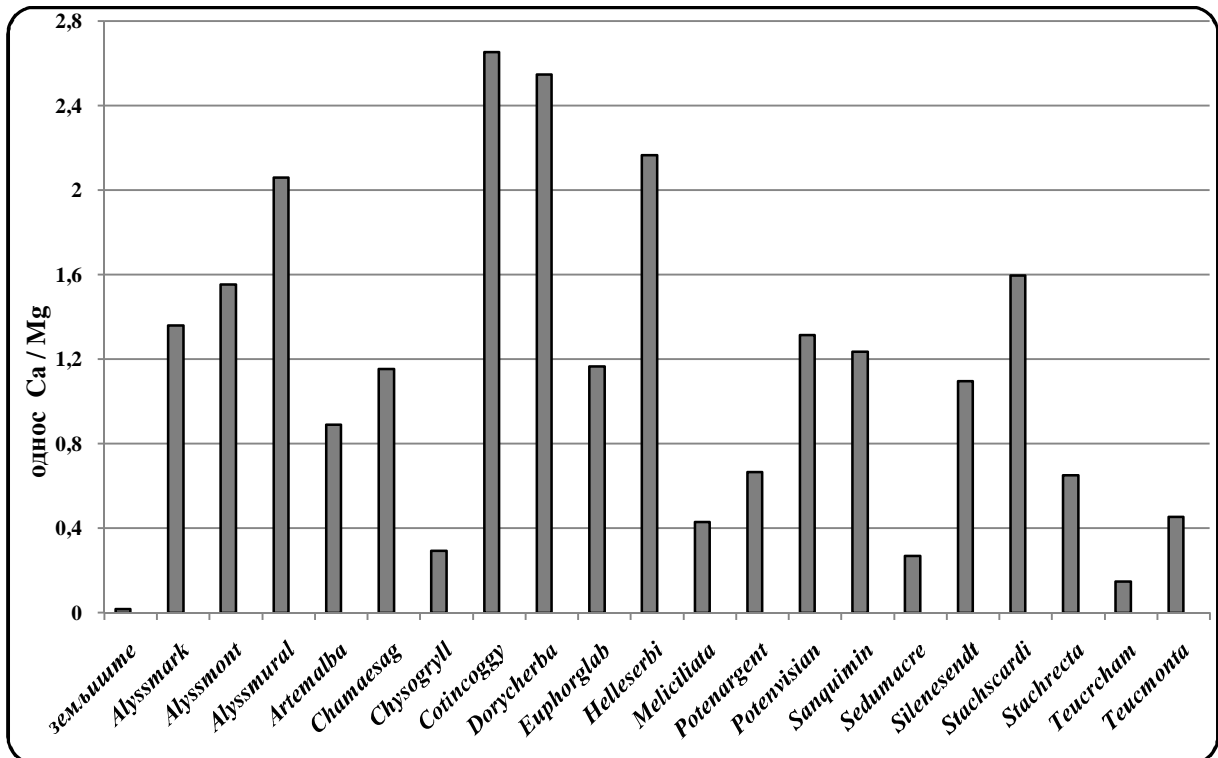
У врсти *Sedum acre* забележене су највише концентрације Co и Cr (22.676 mgkg⁻¹; 256.929 mgkg⁻¹), а у врсти *Stachys recta* најнижа концентрација Co (0.185 mgkg⁻¹) и прилично ниска Cr (1.348 mgkg⁻¹). Најмањи садржај Cr имала је врста *Cotinus coggygria* (1.346 mgkg⁻¹).

Поређењем свих истраживаних врста локалитета село Каменица, можемо констатовати да је врста *Sedum acre* (Слика 17) садржала највише Mg, Fe, Cd, Co и Cr, а врста *Alyssum murale* Zn и Ni. Такође, врста *Stachys recta* је садржала најмање Fe, Mn и Co, а врста *Stachys scardica* Pb и Cd, док је у врсти *Cotinus coggygria* констатован најмањи садржај Mg, Ni и Cr.



Слика 17. *Sedum acre* L.

Однос концентрације Са и Mg у земљишту и биљкама узоркованим на локалитету село **Каменица** приказани су на Графику 14. Однос Са/Mg се кретао од 0.019 у земљишту до 2.654 код врсте *Cotinus coggygia*.



Alyssum markgrafii; *Alyssum montanum*; *Alyssum murale*; *Artemisia alba*; *Chamaespartium sagittale*; *Chrysopogon gryllus*; *Cotinus coggygia*; *Dorycnium pentaphyllum subsp. herbaceum*; *Euphorbia glabriflora*; *Helleborus multifidus subsp. serbicus*; *Melica ciliata*; *Potentilla argentea*; *Potentilla visianii*; *Sanguisorba minor*; *Sedum acre*; *Silene sendtneri*; *Stachys scardica*; *Stachys recta*; *Teucrium chamaedrys* и *Teucrium montanum*

График 14. Однос концентрације Са и Mg у земљишту и одабраним биљним врстама на локалитету село Каменица

Вредности односа концентрација метала у биљкама и земљишту (биолошки апсорпциони коефицијент) на локалитету село **Каменица** приказане су у Табели 20. Код свих истраживаних врста биљака показано је да је однос концентрације калцијума у биљкама у односу на земљиште већи од јединице (осим код врсте *Chrysopogon gryllus*), као и да има највећу вредност ако се упореде концентрације других метала у биљкама и земљишту. Код врсте *Alyssum markgrafii* утврђени су биолошки апсорпциони коефицијенти већи од јединице за Zn, Ni и Pb, а код врсте *Alyssum murale* за Zn и Ni. Код поменутих врста рода *Alyssum* концентрација Ni је била више од четири пута већа од његове концентрације у земљишту. Код врста *Artemisia alba* и *Helleborus multifidus subsp. serbicus* утврђен је биолошки апсорпциони коефицијент већи од један за Cu, а код врсте *Euphorbia glabriflora* за Mn и Zn. Биолошки апсорпциони коефицијент већи од један за Zn показан је и за следеће врсте: *Chamaespartium sagittale*, *Chrysopogon gryllus*, *Potentilla argentea*, *Sedum acre* и *Silene sendtneri*.

Табела 20. Однос концентрације метала у биљкама и земљишту на локалитету село Каменица

биљ/зем	<i>Alyssmark</i>	<i>Alyssmont</i>	<i>Alyssmural</i>	<i>Artemalba</i>	<i>Chamaesag</i>	<i>Chysogryll</i>	<i>Cotincoggy</i>
Ca	9.708	7.560	11.350	4.241	3.908	0.991	5.577
Mg	0.133	0.091	0.091	0.089	0.063	0.063	0.039
Fe	0.057	0.035	0.081	0.008	0.009	0.018	0.004
Mn	0.279	0.612	0.374	0.079	0.400	0.096	0.098
Cu	0.162	0.250	0.575	1.572	0.913	0.274	0.756
Zn	1.067	0.563	2.153	0.890	1.373	1.156	0.769
Ni	4.007	0.076	4.167	0.075	0.018	0.029	0.010
Pb	1.604	0.195	0.322	0.041	0.116	0.034	0.033
Cd	0.140	0.122	0.264	0.115	0.078	0.042	0.015
Co	0.272	0.131	0.282	0.018	0.031	0.042	0.007
Cr	0.108	0.062	0.116	0.008	0.014	0.028	0.003

биљ/зем	<i>Dorycherba</i>	<i>Euphorglab</i>	<i>Helleserbi</i>	<i>Meliciliata</i>	<i>Potenargent</i>	<i>Potenvisian</i>	<i>Sanquimin</i>
Ca	8.477	3.910	10.314	1.657	7.890	10.012	12.095
Mg	0.062	0.062	0.089	0.072	0.221	0.142	0.182
Fe	0.016	0.017	0.006	0.032	0.058	0.054	0.050
Mn	0.156	3.872	0.051	0.152	0.316	0.241	0.201
Cu	0.451	0.350	1.262	0.230	0.647	0.526	0.681
Zn	0.441	1.359	0.988	0.671	1.823	0.999	0.842
Ni	0.053	0.034	0.062	0.044	0.159	0.091	0.138
Pb	0.026	0.126	0.105	0.092	0.082	0.161	0.022
Cd	0.028	0.061	0.049	0.054	0.198	0.138	0.098
Co	0.038	0.120	0.016	0.070	0.208	0.132	0.171
Cr	0.020	0.028	0.006	0.040	0.081	0.086	0.053

биљ/зем	<i>Sedumacre</i>	<i>Silenesendt</i>	<i>Stachscardi</i>	<i>Stachrecta</i>	<i>Teurcham</i>	<i>Teucmonta</i>
Ca	10.146	7.184	4.157	3.090	2.261	4.101
Mg	0.705	0.122	0.048	0.088	0.285	0.169
Fe	0.357	0.039	0.004	0.003	0.050	0.068
Mn	0.677	0.236	0.119	0.049	0.518	0.272
Cu	0.389	0.308	0.678	0.574	0.477	0.625
Zn	1.031	1.109	0.776	0.511	0.533	0.991
Ni	0.530	0.060	0.012	0.042	0.156	0.126
Pb	0.759	0.151	0.015	0.759	0.234	0.229
Cd	0.388	0.094	0.010	0.388	0.109	0.123
Co	0.674	0.088	0.009	0.005	0.262	0.193
Cr	0.529	0.059	0.004	0.003	0.190	0.116

Alyssum markgrafii; *Alyssum montanum*; *Alyssum murale*; *Artemisia alba*; *Chamaespartium sagittale*; *Chrysopogon gryllus*; *Cotinus coggygia*; *Dorycnium pentaphyllum* subsp. *herbaceum*; *Euphorbia glabriflora*; *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus*; *Melica ciliata*; *Potentilla argentea*; *Potentilla visianii*; *Sanguisorba minor*; *Sedum acre*; *Silene sendtmeri*; *Stachys scardica*; *Stachys recta*; *Teucrium chamaedrys* и *Teucrium montanum*

Методом анализе варијансе су упоређиване концентрације метала у земљишту и одабраним врстама са локалитета село Каменица како би се утврдила способност биљака да акумулирају испитиване метале. Резултати добијени методом анализе варијансе којом су упоређиване концентрације метала у земљишту и одабраним врстама са локалитета село Каменица показују да постоје статистички врло високо значајне разлике у садржају метала између одабраних врста и земљишта (Табела 21). Међутим, врста *Chamaespartium sagittale* је показала статистички врло значајну разлику у садржају бабра, а врста *Teucrium montanum* у садржају цинка у односу на земљиште овог локалитета. Врста *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus* је испољила статистички значајну разлику у садржају цинка, док садржај цинка у врсти *Potentilla visianii* нема статистичку значајност у односу на његов садржај у земљишту. Такође, код врсте *Chrysopogon gryllus*, за разлику од других проучаваних врста овог локалитета, садржај калцијума је био већи у земљишту него у овој врсти, што поткрепљује и показана статистички значајна разлика у садржају калцијума у односу на његов садржај у земљишту.

Табела 21. Анализа варијансе између концентрација метала у земљишту и биљним врстама на локалитету село Каменица

	<i>Alyssum markgrafii</i>		<i>Alyssum montanum</i>		<i>Alyssum murale</i>		<i>Artemisia alba</i>	
	F	p	F	p	F	p	F	p
Ca	350420.6	***	145827.1	***	696995.1	***	432372.9	***
Mg	162670.4	***	179387.3	***	173664.0	***	181180.4	***
Fe	64786.4	***	69011.6	***	61948.8	***	73044.1	***
Mn	6363.4	***	1815.1	***	4626.1	***	10435.8	***
Cu	1778.8	***	1397.7	***	432.8	***	803.7	***
Zn	586.5	***	20173.1	***	24483.7	***	1391.2	***
Ni	60696.1	***	7844.4	***	76310.9	***	7878.9	***
Pb	22260.7	***	87680.6	***	53054.8	***	130272.0	***
Cd	142850.6	***	175987.5	***	120515.1	***	217560.7	***
Co	465797.8	***	620715.0	***	257919.0	***	902958.0	***
Cr	9655.1	***	10687.2	***	9458.9	***	11981.4	***

	<i>Chamaespartium sagittale</i>		<i>Chrysopogon gryllus</i>		<i>Cotinus coggygria</i>		<i>Dorycnium pentaphyllum</i> subsp. <i>herbaceum</i>	
	F	p	F	p	F	p	F	p
Ca	212519.5	***	8.1	0.017	25551.0	***	232314.2	***
Mg	191773.8	***	190852.1	***	200892.1	***	192183.6	***
Fe	73020.6	***	71587.3	***	73712.6	***	71956.4	***
Mn	4391.0	***	10035.8	***	10010.3	***	8755.0	***
Cu	18.5	0.002	1345.6	***	151.2	***	769.6	***
Zn	12149.0	***	2149.3	***	4602.9	***	38342.3	***
Ni	8888.0	***	8690.7	***	9029.6	***	8252.0	***
Pb	106569.5	***	134557.3	***	97667.0	***	137336.0	***
Cd	208950.3	***	236715.5	***	265843.5	***	273466.8	***
Co	885038.3	***	860099.3	***	925060.8	***	859877.6	***
Cr	11840.9	***	11507.4	***	12111.7	***	11689.7	***

	<i>Euphorbia glabriflora</i>		<i>Helleborus multifidus</i> subsp. <i>serbicus</i>		<i>Melica ciliata</i>		<i>Potentilla argentea</i>	
	F	p	F	p	F	p	F	p
Ca	127077.9	***	82373.5	***	27044.5	***	759579.2	***
Mg	192179.1	***	169388.0	***	187934.3	***	130155.5	***
Fe	71694.7	***	73353.1	***	69451.8	***	64792.2	***
Mn	47250.2	***	11087.8	***	8819.9	***	5654.9	***
Cu	1081.1	***	172.8	***	1517.1	***	318.3	***
Zn	11762.4	***	6.4	0.03	10716.3	***	63641.9	***
Ni	8603.4	***	8104.6	***	8412.7	***	6515.7	***
Pb	104104.6	***	80674.7	***	112250.8	***	121600.7	***
Cd	231633.7	***	234130.6	***	230610.4	***	165766.4	***

	Co	678846.0	***	899541.6	***	781024.2	***	489.0	***
	Cr	11514.2	***	12025.8	***	11212.5	***	10284.7	***
	<i>Potentilla visianii</i>			<i>Sanguisorba minor</i>		<i>Sedum acre</i>		<i>Silene sendtneri</i>	
	F	p		F	p	F	p	F	p
Ca	435581.7	***		141602.2	***	436220.3	***	190028.1	***
Mg	157941.8	***		137782.6	***	11703.7	***	165907.1	***
Fe	66136.5	***		67001.1	***	30019.5	***	68495.0	***
Mn	7058.2	***		7752.6	***	1217.4	***	6628.7	***
Cu	570.1	***		260.6	***	948.8	***	1212.1	***
Zn	0.2	0.671		2909.4	***	109.3	***	601.9	***
Ni	7618.0	***		6834.1	***	2025.4	***	8138.1	***
Pb	76527.5	***		122825.9	***	6544.1	***	72846.4	***
Cd	192422.7	***		210547.0	***	76236.1	***	188512.6	***
Co	703192.2	***		615086.8	***	42593.0	***	732725.2	***
Cr	10180.6	***		10928.3	***	2212.1	***	10762.7	***

	<i>Stachys scardica</i>		<i>Stachys recta</i>		<i>Teucrium chamaedrys</i>		<i>Teucrium montanum</i>	
	F	p	F	p	F	p	F	p
Ca	128768.0	***	91779.9	***	29027.1	***	190856.3	***
Mg	196702.0	***	180405.3	***	107661.8	***	149143.6	***
Fe	73714.1	***	73827.7	***	67029.4	***	63440.6	***
Mn	9506.5	***	11135.5	***	2617.4	***	6474.2	***
Cu	234.1	***	458.0	***	693.2	***	349.3	***
Zn	4050.1	***	22608.2	***	28371.8	***	10.5	0.009
Ni	8983.6	***	8444.9	***	6551.2	***	7034.6	***
Pb	138364.9	***	6457.3	***	78861.1	***	84667.8	***
Cd	284826.5	***	260292.7	***	204532.0	***	213790.7	***
Co	923925.5	***	930510.4	***	305061.1	***	591991.8	***
Cr	12084.9	***	12111.6	***	7921.2	***	9478.1	***

p>0.05 – није значајно; p<0.05 – значајно; p< 0.01 – врло значајно; p< 0.001 – врло високо значајно (***)

Вредности коефицијента корелације између концентрација метала у одабраним биљним врстама на локалитету село Каменица (Табела 22) су показали да постоји статистички врло јака позитивна корелативна веза у садржају калцијум од стране свих одабраних врста и његовог садржаја у земљишту (осим код врсте *Chrysopogon gryllus* где је утврђена значајна негативна корелација). Врло јака негативна корелација постоји у садржају осталих метала код готово свих истраживаних врста и земљишта. Изузетци су врсте *Chamaespartium sagittale* (у садржају бабра) и врста *Teucrium montanum* (у садржају цинка) које су показале јаку негативну корелацију у садржају бабра и цинка, као и врста *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus* која је показала негативну значајну корелацију у садржају цинка. Код врсте *Alyssum markgrafii* је утврђена врло јака позитивна корелација у садржају цинка, никла и олова, а код врсте *Alyssum montanum* у садржају цинка и никла. Врло јака позитивна корелација је забележена код врста *Artemisia alba* и *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus* у садржају бабра и код врста *Chamaespartium sagittale*; *Chrysopogon gryllus*, *Euphorbia glabriflora*, *Potentilla argentea*; *Sedum acre* и *Silene sendtneri* у садржају цинка.

На серпентинском земљишту локалитета село Каменица, код врсте *Sedum acre* утврђен је највећи садржај више метала (Mg, Fe, Cd, Co и Cr), док је врста *Alyssum murale* садржала највише Zn и Ni. Такође, облигатне серпентинофите на серпентинској геолошкој подлози показале су већу вредност односа Ca/Mg од других проучаваних врста, и потврдиле способност да упркос великом садржају Mg којим се карактерише ова подлога успевају да усвоје довољне количине Ca.

На овом локалитету добра акумулација Zn утврђена је код осам врста (*Alyssum markgrafii*, *Alyssum murale*, *Euphorbia glabriflora*, *Chamaespartium sagittale*, *Chrysopogon gryllus*, *Potentilla argentea*, *Sedum acre* и *Silene sendtneri*); Cu код две врсте (*Artemisia alba* и

Helleborus multifidus subsp. *serbicus*); Ni код две врсте (*Alyssum markgrafii* и *Alyssum murale*); Pb код *Alyssum markgrafii*, као и Mn код *Euphorbia glabriflora*.

Табела 22. Вредности коефицијента корелације (r) између концентрација метала у земљишту и биљним врстама на локалитету село Каменица

Биљне врсте	Ca r	Mg r	Fe r	Mn r	Cu r	Zn r	Ni r	Pb r	Cd r	Co r	Cr r
<i>Alyssum markgrafii</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	0.99	1.00	1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Alyssum montanum</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Alyssum murale</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.99	1.00	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Artemisia alba</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	0.99	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Chamaespartium sagittale</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.81	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Chrysopogon gryllus</i>	-0.67	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Cotinus coggygria</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.97	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Dorycnium pentaphyllum</i> subsp. <i>herbaceum</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.99	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Euphorbia glabriflora</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Helleborus multifidus</i> subsp. <i>serbicus</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	0.97	-0.62	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Melica ciliata</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Potentilla argentea</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.98	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.99	-1.00
<i>Potentilla visianii</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.99	<u>-0.14</u>	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Sanguisorba minor</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.98	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Sedum acre</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.99	0.96	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Silene sendtneri</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	0.99	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Stachys scardica</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.98	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Stachys recta</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.99	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Teucrium chamaedrys</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.99	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Teucrium montanum</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.99	-0.72	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00

r – Pearson-ов коефицијент корелације (0-0.3: нема корелације; 0.3-0.5: слаба корелација; 0.5-0.7: значајна корелација; 0.7-0.9: јака корелација; 0.9-1.0: врло јака корелација)

САДРЖАЈ МЕТАЛА У БИЉКАМА НА ЛОКАЛИТЕТУ – КАМЕЊАР

Средње вредности концентрације испитиваних метала у одабраним биљним врстама на локалитету Камењар дате су у Табели 23. На локалитету Камењар анализирано је 12 врста биљака: *Alyssum markgrafii*; *Alyssum montanum*; *Artemisia alba*; *Cheilanthes maranthae*; *Dorycnium pentaphyllum* subsp. *herbaceum*; *Euphorbia glabriflora*; *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus*; *Rumex acetosella*; *Stachys scardica*; *Stachys recta*; *Stipa pennata* и *Teucrium montanum*.

Табела 23. Средње вредности концентрација¹ испитиваних метала [mgkg⁻¹] у одабраним биљним врстама на локалитету Камењар

Биљна врста/метал	Ca	Mg	Fe	Mn	Cu	Zn
<i>Alyssum markgrafii</i>	5919.363±59.543	3170.267±61.891	340.180±8.231	32.333±0.430	2.302±0.024	31.973±0.501
<i>Alyssum montanum</i>	13920.000±121.367	4443.750±44.826	1089.750±23.189	38.471±0.608	2.025±0.034	13.433±1.012
<i>Artemisia alba</i>	3733.750±35.169	4311.667±28.882	436.792±22.592	42.750±0.139	6.008±0.022	22.411±0.265
<i>Cheilanthes maranthae</i>	2215.417±31.201	4255.833±32.468	740.375±19.362	35.775±0.560	4.483±0.058	25.683±0.187
<i>Dorycnium pentaphyllum subsp. herbaceum</i>	4011.250±62.545	7390.417±51.803	2156.083±41.881	120.267±3.244	5.440±0.017	17.522±0.080
<i>Euphorbia glabriflora</i>	3229.167±25.868	2512.167±32.611	300.625±5.159	384.375±6.526	2.960±0.040	36.442±0.360
<i>Helleborus multifidus subsp. serbicus</i>	5481.667±57.829	25364.583±523.217	4581.667±100.644	244.096±6.661	3.378±0.063	11.137±0.044
<i>Rumex acetosella</i>	2049.875±19.447	9235.000±130.384	2815.417±24.516	164.542±0.238	4.044±0.021	20.782±0.094
<i>Stachys scardica</i>	3465.417±38.125	2540.833±26.817	79.650±2.123	33.896±0.922	3.299±0.070	14.470±0.440
<i>Stachys recta</i>	4350.000±40.062	3911.250±42.625	178.425±1.654	20.621±0.194	3.665±0.026	10.120±0.145
<i>Stipa pennata</i>	855.792±20.648	1773.208±14.143	394.125±8.555	25.634±0.908	2.553±0.141	13.355±0.508
<i>Teucrium montanum</i>	3282.500±46.530	8062.500±55.498	3426.667±51.178	138.704±4.672	6.308±0.203	21.444±0.122

Биљна врста/метал	Ni	Pb	Cd	Co	Cr
<i>Alyssum markgrafii</i>	3113.510±30.721	13.374±0.286	0.171±0.004	3.464±0.069	5.271±0.078
<i>Alyssum montanum</i>	38.983±2.643	1.028±0.035	0.095±0.009	2.269±0.212	18.168±0.286
<i>Artemisia alba</i>	15.630±0.189	0.000±0.000	0.148±0.004	1.461±0.019	5.515±0.019
<i>Cheilanthes maranthae</i>	51.179±0.459	0.721±0.075	0.144±0.004	2.408±0.025	15.697±0.247
<i>Dorycnium pentaphyllum subsp. herbaceum</i>	119.421±0.576	3.390±0.044	0.165±0.003	9.155±0.038	43.771±0.205
<i>Euphorbia glabriflora</i>	20.204±0.246	0.595±0.014	0.071±0.003	3.297±0.049	4.807±0.057
<i>Helleborus multifidus subsp. serbicus</i>	494.167±9.322	22.867±0.164	0.669±0.005	25.134±0.156	191.717±1.311

<i>Rumex acetosella</i>	156.921±0.617	4.853±0.010	0.294±0.003	12.678±0.047	64.275±0.317
<i>Stachys scardica</i>	8.239±0.254	0.000±0.000	0.000±0.000	0.215±0.008	0.707±0.027
<i>Stachys recta</i>	12.754±0.201	0.000±0.000	0.013±0.002	0.564±0.011	2.524±0.043
<i>Stipa pennata</i>	21.674±0.484	0.124±0.011	0.039±0.004	1.811±0.104	5.732±0.374
<i>Teucrium montanum</i>	128.296±0.980	4.739±0.056	0.250±0.005	10.741±0.086	49.408±1.843

¹ средња вредност (n=6) ± стандардна девијација [mgkg⁻¹]

Добијени резултати овог истраживања указују да су највише концентрације магнезијума утврђене код седам врста: *Artemisia alba*, *Cheilanthes maranthae*, *Dorycnium pentaphyllum* subsp. *herbaceum*, *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus*, *Rumex acetosella*, *Stipa pennata* и *Teucrium montanum*, а највише концентрације калцијума код пет врста: *Alyssum markgrafii*, *Alyssum montanum*, *Euphorbia glabriflora*, *Stachys scardica* и *Stachys recta*. Такође, најнижу концентрацију, готово у свим врстама овог локалитета, имао је кадмијум.

Концентрације осталих испитиваних метала су варирала у зависности од врсте биљака и метала. Средње вредности концентрације Са су се кретале од 855.792 mgkg⁻¹ забележене у врсти *Stipa pennata* до 13920 mgkg⁻¹ у врсти *Alyssum montanum*.

Врста *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus* садржала је највишу концентрацију Mg (25364.583 mgkg⁻¹), а најнижа концентрација овог метала забележена у врсти *Stipa pennata* (1773.208 mgkg⁻¹).

Концентрације Fe су се кретала у распону од 79.650 mgkg⁻¹ (у врсти *Stachys scardica*) до 4581.667 mgkg⁻¹ (у врсти *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus*).

У врсти *Euphorbia glabriflora* утврђен је највећи садржај Mn (384.375 mgkg⁻¹), а најмањи у врсти *Stachys recta* (20.621 mgkg⁻¹).

Средње вредности концентрације Cu биле су од 2.025 mgkg⁻¹ забележене у врсти *Alyssum montanum* до 6.308 mgkg⁻¹ у врсти *Teucrium montanum*.

Највиша концентрација Zn (36.442 mgkg⁻¹) констатована је у врсти *Euphorbia glabriflora*, а најнижа у врсти *Stachys recta* (10.120 mgkg⁻¹).

Највећи садржај Ni забележен је врсти *Alyssum markgrafii* (3113.510 mgkg⁻¹), а најмањи у врсти *Stachys scardica* (8.239 mgkg⁻¹).

Врста *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus* садржала је 22.867 mgkg⁻¹ Pb, а код три врсте на овом локалитету није забележен садржај олова (*Artemisia alba*, *Stachys scardica* и *Stachys recta*).

Садржај Cd је код свих испитиваних биљака био је мањи од 1 mgkg⁻¹, највише га је садржала врста *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus* (0.669 mgkg⁻¹), у врсти *Stachys scardica* кадмијум није детектован.

У врсти *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus* забележене су највише концентрације Co и Cr (25.134 mgkg⁻¹; 191.717 mgkg⁻¹), а у врсти *Stachys scardica* најниже концентрација ових метала (0.215 mgkg⁻¹; 0.707 mgkg⁻¹).

Поредећи све проучаване врсте локалитета Камењар можемо рећи да је врста *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus* акумулирала највише Mg, Fe, Pb, Cd, Co и Cr, а врста *Euphorbia glabriflora* највише Mn и Zn. Код врсте *Stachys scardica* констатован је најмањи садржај Fe, Ni, Pb, Cd, Co и Cr; код врсте *Stachys recta* Mn и Zn, док је врста *Stipa pennata* садржала је најмање Са и Mg.

Однос концентрације калцијума и магнезијума у земљишту и биљкама узоркованим на локалитету Камењар приказани су на Графику 15, и тај однос се кретао од 0.013 у земљишту до 3.132 код врсте *Alyssum montanum*.

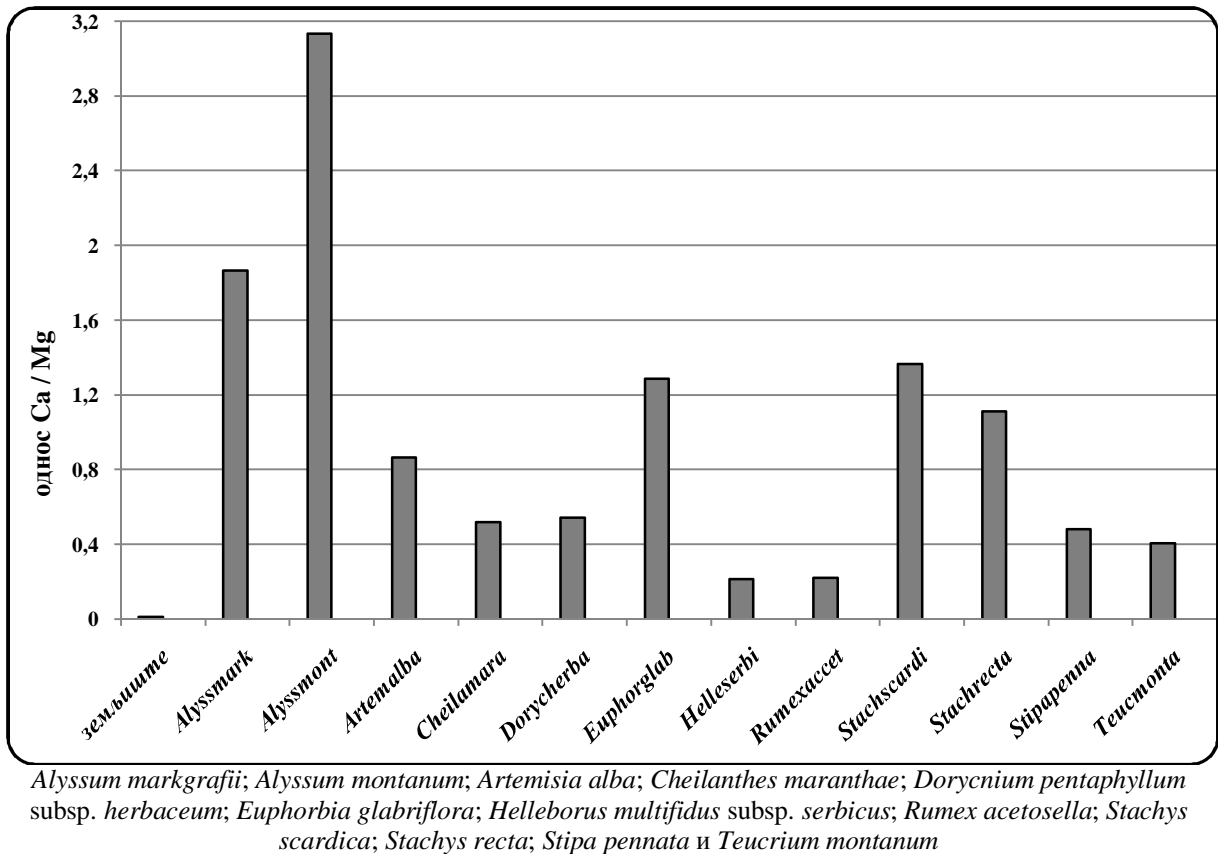


График 15. Однос концентрације Са и Мг у земљишту и одабраним биљним врстама на локалитету Камењар

Вредности биолошког апсорпционог коефицијента на локалитету **Камењар** приказани су у Табели 24. Код свих истраживаних врста биљака показано је да је однос концентрације калцијума у биљкама у односу на земљиште већи од јединице, као и да има највећу вредност ако се упореде концентрације других метала у биљкама и земљишту. Код врсте *Alyssum markgrafii* утврђен је биолошки апсорпциони коефицијенти већи од јединице за Ni, а код врсте *Euphorbia glabriflora* за Zn. Биолошки апсорпциони коефицијент већи од један за Cu показан је код следећих врста: *Artemisia alba*, *Dorycnium pentaphyllum* subsp. *herbaceum* (Слика 18) и *Teucrium montanum*.

Табела 24. Однос концентрације метала у биљкама и земљишту на локалитету Камењар

биљ/зем	<i>Alyssmark</i>	<i>Alyssmont</i>	<i>Artemalba</i>	<i>Cheilamara</i>	<i>Dorycherba</i>	<i>Euphorglab</i>
Ca	8.384	19.715	5.288	3.138	5.681	4.574
Mg	0.056	0.079	0.076	0.075	0.131	0.045
Fe	0.006	0.019	0.008	0.013	0.038	0.005
Mn	0.064	0.076	0.084	0.071	0.237	0.758
Cu	0.458	0.402	1.194	0.891	1.081	0.588
Zn	0.880	0.370	0.617	0.707	0.482	1.003
Ni	3.377	0.042	0.017	0.056	0.130	0.022
Pb	0.340	0.026	0.000	0.018	0.086	0.015
Cd	0.067	0.038	0.058	0.057	0.065	0.028
Co	0.039	0.025	0.016	0.027	0.102	0.037
Cr	0.010	0.035	0.011	0.030	0.085	0.009

би.љ/зем	<i>Helleserbi</i>	<i>Rumexacet</i>	<i>Stachscardi</i>	<i>Stachrecta</i>	<i>Stipapenna</i>	<i>Teucmonta</i>
Ca	7.764	2.903	4.908	6.161	1.212	4.649
Mg	0.450	0.164	0.045	0.069	0.031	0.143
Fe	0.081	0.050	0.001	0.003	0.007	0.061
Mn	0.481	0.324	0.067	0.041	0.051	0.274
Cu	0.671	0.804	0.656	0.728	0.507	1.254
Zn	0.306	0.572	0.398	0.278	0.367	0.590
Ni	0.536	0.170	0.009	0.014	0.024	0.139
Pb	0.581	0.123	0.000	0.000	0.003	0.120
Cd	0.264	0.116	0.000	0.005	0.015	0.099
Co	0.281	0.142	0.002	0.006	0.020	0.120
Cr	0.371	0.124	0.001	0.005	0.011	0.096

Alyssum markgrafii; *Alyssum montanum*; *Artemisia alba*; *Cheilanthes maranthae*; *Dorycnium pentaphyllum* subsp. *herbaceum*; *Euphorbia glabriflora*; *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus*; *Rumex acetosella*; *Stachys scardica*; *Stachys recta*; *Stipa pennata* и *Teucrium montanum*



Слика 18. *Dorycnium pentaphyllum* subsp. *herbaceum* (Vill.) Rouy

Методом анализе варијансе су упоређиване концентрације метала у земљишту и одабраним врстама са локалитета **Камењар**. Добијени резултати показују да постоје статистички врло високо значајне разлике у садржају испитиваних метала између земљишта и одабраних врста локалитета Камењар (Табела 25). Једино врста *Euphorbia glabriflora* није показала статистичку значајност у садржају цинка у односу на његов садржај у земљишту.

Табела 25. Анализа варијансе између концентрација метала у земљишту и биљним врстама на локалитету Камењар

	<i>Alyssum markgrafii</i>		<i>Alyssum montanum</i>		<i>Artemisia alba</i>		<i>Cheilanthes maranthae</i>	
	F	p	F	p	F	p	F	p
Ca	44624.4	***	70601.5	***	40869.6	***	12628.2	***
Mg	477683.8	***	479643.2	***	499465.4	***	497181.1	***
Fe	526519.9	***	505814.7	***	518257.5	***	514567.6	***
Mn	14195.3	***	13804.0	***	13602.9	***	13971.4	***
Cu	8497.5	***	9295.1	***	1107.1	***	225.3	***
Zn	378.2	***	2924.4	***	9467.8	***	7785.6	***
Ni	15333.6	***	4961.7	***	5266.5	***	4860.5	***
Pb	33796.7	***	223325.8	***	243200.3	***	204088.0	***
Cd	388894.6	***	228477.5	***	403896.9	***	393708.4	***
Co	700834.8	***	440839.6	***	789194.2	***	768764.2	***
Cr	295.9	***	282.1	***	295.7	***	284.7	***

	<i>Dorycnium pentaphyllum</i> subsp. <i>herbaceum</i>		<i>Euphorbia glabriflora</i>		<i>Helleborus multifidus</i> subsp. <i>serbicus</i>		<i>Rumex acetosella</i>	
	F	p	F	p	F	p	F	p
Ca	16301.8	***	49091.2	***	39628.1	***	22244.1	***
Mg	418430.8	***	530835.1	***	18919.6	***	273752.1	***
Fe	470574.2	***	527875.2	***	350564.8	***	473820.7	***
Mn	8501.5	***	656.6	***	2976.4	***	7400.5	***
Cu	200.5	***	4105.6	***	1894.1	***	1139.0	***
Zn	35998.7	***	0.3	0.60	69788.8	***	23601.7	***
Ni	4128.0	***	5213.3	***	1073.5	***	3751.0	***
Pb	193503.8	***	234753.7	***	25151.0	***	186487.3	***
Cd	418847.8	***	472248.2	***	209944.4	***	389731.4	***
Co	645024.1	***	730944.8	***	299120.3	***	582560.5	***
Cr	255.6	***	296.4	***	128.2	***	235.4	***

	<i>Stachys scardica</i>		<i>Stachys recta</i>		<i>Stipa pennata</i>		<i>Teucrium montanum</i>	
	F	p	F	p	F	p	F	p
Ca	29239.0	***	46484.4	***	251.3	***	17515.4	***
Mg	535891.7	***	492331.1	***	560228.9	***	402402.5	***
Fe	532385.4	***	530540.6	***	525423.6	***	438545.7	***
Mn	14004.3	***	14927.4	***	14501.4	***	6965.4	***
Cu	1865.3	***	2083.3	***	1503.4	***	212.6	***
Zn	11641.4	***	55992.0	***	10192.6	***	19686.2	***
Ni	5352.6	***	5300.0	***	5195.4	***	4034.5	***
Pb	243200.3	***	243200.3	***	240969.2	***	173739.2	***
Cd	546872.6	***	515498.0	***	428118.8	***	333312.8	***
Co	815726.1	***	808499.0	***	664637.1	***	563765.2	***
Cr	300.9	***	298.9	***	295.4	***	249.8	***

p > 0.05 – није значајно; p < 0.001 – врло високо значајно (***)

Врсте *Dorycnium pentaphyllum* subsp. *herbaceum* (за хром) и *Euphorbia glabriflora* (за цинк) нису показале корелативну везу у садржају метала у односу на земљиште, док су остале истраживане врсте показале врло јаку позитивну (за калцијум) и врло јаку негативну корелацију у садржају готово свих осталих испитиваних метала у односу на земљиште локалитета Камењар (Табела 26).

Табела 26. Вредности коефицијента корелације (r) између концентрација метала у земљишту и биљним врстама на локалитету Камењар

	Ca	Mg	Fe	Mn	Cu	Zn	Ni	Pb	Cd	Co	Cr
Биљне врсте	r	r	r	r	r	r	r	r	r	r	r
<i>Alyssum markgrafii</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.99	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.98
<i>Alyssum montanum</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.98
<i>Artemisia alba</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.98
<i>Cheilanthes maranthae</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.98	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.98
<i>Dorycnium pentaphyllum</i> subsp. <i>herbaceum</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	0.98	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.13
<i>Euphorbia glabriflora</i>	1.00	-1.00	-1.00	-0.99	-1.00	0.17	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.98
<i>Helleborus multifidus</i> subsp. <i>serbicus</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.96
<i>Rumex acetosella</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.98
<i>Stachys scardica</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.98
<i>Stachys recta</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.98
<i>Stipa pennata</i>	0.98	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.98
<i>Teucrium montanum</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	0.98	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.98

r – Pearson-ов коефицијент корелације (0-0.3: нема корелације; 0.3-0.5: слаба корелација; 0.5-0.7: значајна корелација; 0.7-0.9: јака корелација; 0.9-1.0: врло јака корелација)

На серпентинској геолошкој подлози локалитета Камењар садржај испитиваних метала варирао је у зависности од природе метала и врсте биљака али су серпентинофитске врсте показале бољу акумулацију метала у односу на биљке са широм еколошком валенцом. Код две облигатне серпентинофитске врсте је утврђен највећи садржај метала, и то код врсте *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus* Mg, Fe, Pb, Cd, Co и Cr, а код врсте *Euphorbia glabriflora* Mn и Zn. Хиперакумулацију Ni на серпентинској подлози овог локалитета показала је врста *Alyssum markgrafii*, добру акумулацију Zn врста *Euphorbia glabriflora*, а Cu врсте *Artemisia alba*, *Dorycnium pentaphyllum* subsp. *herbaceum* и *Teucrium montanum*.

САДРЖАЈ МЕТАЛА У БИЉКАМА НА ЛОКАЛИТЕТУ – БРЋАНСКА КЛИСУРА

На локалитету Брђанска клисура је одабрано 15 врста биљака (*Alyssum markgrafii*; *Alyssum murale*; *Artemisia alba*; *Cheilanthes maranthae*; *Chrysopogon gryllus*; *Cotinus coggygia*; *Euphorbia cyparissias*; *Halacsya sendtneri*; *Helleborus odoratus*; *Melica ciliata*; *Potentilla cinerea*; *Sedum acre*; *Stachys recta*; *Stipa pennata* и *Teucrium montanum*) и њихове средње вредности концентрација испитиваних метала приказане су у Табели 27.

Табела 27. Средње вредности концентрација¹ испитиваних метала [mgkg⁻¹] у одабраним биљним врстама на локалитету Брђанска клисура

Биљна врста/метал	Ca	Mg	Fe	Mn	Cu	Zn
<i>Alyssum markgrafii</i>	14732.500±30.822	6918.333±14.289	1336.917±13.933	73.425±0.720	2.383±0.027	46.629±0.231
<i>Alyssum murale</i>	13663.333±52.718	7209.583±21.761	562.500±1.768	44.571±0.236	3.311±0.020	69.367±0.160
<i>Artemisia alba</i>	5228.333±30.809	3810.417±30.266	538.333±8.372	49.950±0.289	7.112±0.073	28.992±0.159
<i>Cheilanthes maranthae</i>	2357.833±30.126	9126.667±29.651	305.042±4.188	21.703±0.165	8.285±0.075	34.075±0.293
<i>Chrysopogon gryllus</i>	1411.250±7.372	3234.167±19.343	541.833±6.563	33.442±0.288	4.532±0.075	26.063±0.113
<i>Cotinus coggyria</i>	3157.917±20.762	2124.625±30.826	62.350±1.374	15.704±0.711	4.894±0.096	16.357±0.118
<i>Euphorbia cyparissias</i>	5754.583±98.861	6258.333±61.718	569.625±7.705	49.746±0.926	4.917±0.016	35.579±0.244
<i>Halacsya sendtneri</i>	14111.667±22.286	6868.750±18.286	380.292±4.943	50.267±1.007	12.133±0.257	47.563±0.207
<i>Helleborus odorus</i>	9845.417±46.809	7099.583±37.364	138.546±1.401	14.309±0.191	3.324±0.040	10.655±0.245
<i>Melica ciliata</i>	1375.125±15.736	1776.833±13.128	318.208±3.501	22.868±0.143	3.262±0.019	21.376±0.023
<i>Potentilla cinerea</i>	14867.917±61.490	2937.500±26.879	420.292±1.920	42.008±0.408	3.630±0.017	17.722±0.018
<i>Sedum acre</i>	23959.167±107.757	15581.667±33.529	2573.333±42.534	73.042±0.468	1.248±0.041	17.360±0.036
<i>Stachys recta</i>	7237.083±21.588	1861.708±7.487	122.213±1.496	14.643±0.136	2.834±0.057	30.013±0.101
<i>Stipa pennata</i>	843.125±2.792	767.875±5.071	108.013±1.551	13.339±0.173	1.588±0.027	8.306±0.058
<i>Teucrium montanum</i>	4947.500±34.821	15352.500±52.915	3782.917±22.328	152.333±0.831	8.373±0.045	34.650±0.251

Биљна врста/метал	Ni	Pb	Cd	Co	Cr
<i>Alyssum markgrafii</i>	2348.167±14.489	13.007±0.033	0.253±0.016	8.020±0.025	26.658±0.218
<i>Alyssum murale</i>	2712.917±34.800	17.081±0.175	0.298±0.004	6.026±0.019	8.366±0.045
<i>Artemisia alba</i>	18.719±0.150	3.086±0.082	0.239±0.008	1.892±0.020	7.477±0.080
<i>Cheilanthes maranthae</i>	134.317±1.384	1.470±0.062	0.163±0.005	0.806±0.011	3.036±0.017
<i>Chrysopogon gryllus</i>	20.225±0.050	1.038±0.046	0.072±0.004	1.390±0.006	9.863±0.089
<i>Cotinus coggyria</i>	6.295±0.039	0.372±0.019	0.017±0.002	0.189±0.005	1.069±0.052
<i>Euphorbia cyparissias</i>	60.467±0.449	1.707±0.063	0.094±0.003	2.664±0.024	8.676±0.052
<i>Halacsya sendtneri</i>	72.550±0.432	3.568±0.058	0.214±0.007	1.073±0.010	5.360±0.081
<i>Helleborus odorus</i>	22.248±0.293	0.000±0.000	0.023±0.003	0.575±0.898	1.304±0.054

<i>Melica ciliata</i>	14.671±0.022	0.565±0.018	0.035±0.003	0.873±0.016	4.987±0.020
<i>Potentilla cinerea</i>	15.625±0.015	1.522±0.046	0.080±0.004	1.067±0.005	7.940±0.044
<i>Sedum acre</i>	134.075±0.203	5.173±0.060	0.236±0.005	6.341±0.024	71.775±1.001
<i>Stachys recta</i>	0.348±0.008	1.383±0.025	0.034±0.003	0.180±0.003	0.810±0.017
<i>Stipa pennata</i>	2.184±0.031	0.192±0.018	0.016±0.002	0.167±0.003	2.034±0.027
<i>Teucrium montanum</i>	146.300±0.991	9.676±0.118	0.340±0.006	12.380±0.082	64.738±0.273

¹ средња вредност (n=6) ± стандардна девијација [mgkg⁻¹]

У биљкама на локалитету Брђанска клисура забележен је највећи садржај калцијума (код девет врста – *Alyssum markgrafii*, *Alyssum murale*, *Artemisia alba*, *Cotinus coggygria*, *Halacsysa sendtneri*, *Helleborus odorus*, *Sedum acre*, *Stachys recta* и *Stipa pennata*) и магнезијума (код шест врста - *Cheilanthes maranthae*, *Chrysopogon gryllus*, *Euphorbia cyparissias*, *Melica ciliata*, *Potentilla cinerea* и *Teucrium montanum*), а најмањи садржај кадмијум код готово свих врста овог локалитета.

У биљкама овог локалитета садржаји осталих испитиваних метала су варирали у зависности од врсте биљака и метала. Садржај Са се кретало од 843.125 mgkg⁻¹ у врсти *Stipa pennata* до 23959.167 mgkg⁻¹ у врсти *Sedum acre*.

Врста *Sedum acre* садржала је и највише Mg (15581.667 mgkg⁻¹), а прилично висок садржај забележен је и у врсти *Teucrium montanum* (15352.500 mgkg⁻¹). Најнижа концентрација Mg забележена је код врсте *Stipa pennata* (767.875 mgkg⁻¹).

И садржај Fe у врстама *Teucrium montanum* и *Sedum acre* (3782.917 mgkg⁻¹; 2573.333 mgkg⁻¹) је био знатно већи од садржаја код осталих врста овог локалитета. Врста *Cotinus coggygria* је имала најмањи садржај Fe (62.350 mgkg⁻¹).

Средње вредности концентрације Mn биле су од 13.339 mgkg⁻¹ забележене у врсти *Stipa pennata* до 152.333 mgkg⁻¹ у врсти *Teucrium montanum*.

Врста *Halacsysa sendtneri* је садржала највише Cu (12.133 mgkg⁻¹), а најмање врста *Sedum acre* (1.248 mgkg⁻¹).

Средње вредности концентрације Zn биле су од 8.306 mgkg⁻¹ забележене у врсти *Stipa pennata* до 69.367 mgkg⁻¹ у врсти *Alyssum murale*.

Највећи садржаји Ni забележени су код врста *Alyssum murale* (2712.917 mgkg⁻¹) и *Alyssum markgrafii* (2348.167 mgkg⁻¹), а најмање Ni садржала је врста *Stachys recta* (0.348 mgkg⁻¹).

Код врсте *Helleborus odorus* није забележен садржај Pb, а врста *Alyssum murale* је садржала највише овог метала (17.081 mgkg⁻¹).

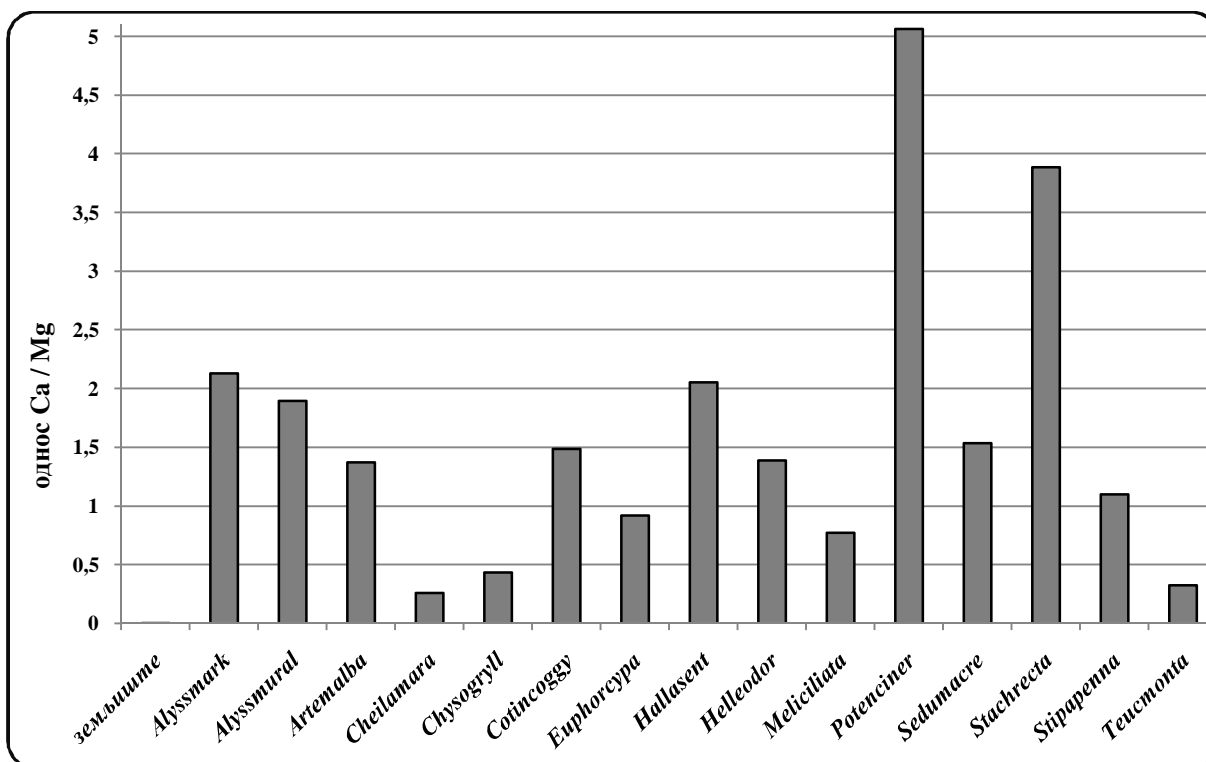
Код врсте *Teucrium montanum* забележене су највише концентрације Cd и Co (0.340 mgkg⁻¹; 12.380 mgkg⁻¹), а у врсти *Stipa pennata* најниже концентрација ових метала (0.016 mgkg⁻¹; 0.167 mgkg⁻¹).

Садржај Cr код врста *Sedum acre* и *Teucrium montanum* (Слика 19) је био знатно већи у односу на његов садржај код осталих врста (71.775 mgkg⁻¹; 64.738 mgkg⁻¹), а код врсте *Stachys recta* је забележен најмањи садржај овог метала (0.810 mgkg⁻¹).

На локалитету Брђанска клисура можемо издвојити неколико врста на основу високог садржаја појединих метала: *Sedum acre* (Ca, Mg, Fe, Cr), *Teucrium montanum* (Mg, Fe, Mn, Cd, Co и Cr), као и *Alyssum markgrafii* и *Alyssum murale* (Zn, Ni, Pb). Врста *Stipa pennata* је садржала најмање вредности неколико метала (Ca, Mg, Mn, Zn, Cd и Co).

Слика 19. *Teucrium montanum* L.

Однос концентрације калцијума и магнезијума у земљишту и биљкама узоркованим на локалитету **Брђанска клисура** приказани су на Графику 16, и тај однос се кретао од 0.006 у земљишту до 5.061 код врсте *Potentilla cinerea*.



Alyssum markgrafii; *Alyssum murale*; *Artemisia alba*; *Cheilanthes maranthae*; *Chrysopogon gryllus*; *Cotinus coggygia*; *Euphorbia cyparissias*; *Halacsya sendtneri*; *Helleborus odoratus*; *Melica ciliata*; *Potentilla cinerea*; *Sedum acre*; *Stachys recta*; *Stipa pennata* и *Teucrium montanum*

График 16. Однос концентрације Са и Мг у земљишту и одабраним биљним врстама на локалитету Брђанска клисура

Вредности биолошког апсорпционог коефицијента на локалитету **Брђанска клисура** приказани су у Табели 28. Код свих истраживаних врста биљака показано је да је однос концентрације калцијума у биљкама у односу на земљиште већи од јединице, као и да има највећу вредност ако се упореде концентрације других метала у биљкама и земљишту. Код врста *Alyssum markgrafii* и *Alyssum murale* утврђени су биолошки апсорпциони коефицијенти већи од јединице за Zn и Ni. Код поменутих врста рода *Alyssum* концентрација Ni је била више од два пута већа од његове концентрације у земљишту. Биолошки апсорпциони коефицијент већи од један за Zn показан је за и следеће врсте: *Cheilanthes maranthae*, *Euphorbia cyparissias*, *Halacsya sendtneri* и *Teucrium montanum*.

Табела 28. Однос концентрације метала у биљкама и земљишту на локалитету Брђанска клисура

биљ/зем	<i>Alyssmark</i>	<i>Alyssmural</i>	<i>Artemalba</i>	<i>Cheilamara</i>	<i>Chysogryll</i>	<i>Cotincoggy</i>	<i>Euphorcypa</i>
Ca	35.472	32.897	12.588	5.677	3.398	7.603	13.855
Mg	0.093	0.097	0.051	0.123	0.044	0.029	0.084
Fe	0.033	0.014	0.013	0.008	0.013	0.002	0.014
Mn	0.218	0.133	0.149	0.065	0.099	0.047	0.148
Cu	0.073	0.102	0.218	0.254	0.139	0.150	0.151
Zn	1.474	2.193	0.917	1.077	0.824	0.517	1.125
Ni	2.170	2.508	0.017	0.124	0.019	0.006	0.056
Pb	0.735	0.965	0.174	0.083	0.059	0.021	0.096
Cd	0.156	0.184	0.148	0.100	0.044	0.011	0.058
Co	0.178	0.133	0.042	0.018	0.031	0.004	0.059
Cr	0.066	0.021	0.018	0.008	0.024	0.003	0.021

биљ/зем	<i>Hallasent</i>	<i>Helleodor</i>	<i>Meliciliata</i>	<i>Potenciner</i>	<i>Sedumacre</i>	<i>Stachrecta</i>	<i>Stipapenna</i>	<i>Teuclmonta</i>
Ca	33.977	23.705	3.311	35.798	57.687	17.425	2.030	11.912
Mg	0.093	0.096	0.024	0.040	0.210	0.025	0.010	0.207
Fe	0.009	0.003	0.008	0.010	0.063	0.003	0.003	0.093
Mn	0.150	0.043	0.068	0.125	0.217	0.044	0.040	0.453
Cu	0.372	0.102	0.100	0.111	0.038	0.087	0.049	0.257
Zn	1.504	0.337	0.676	0.560	0.549	0.949	0.263	1.095
Ni	0.067	0.021	0.014	0.014	0.124	0.0003	0.002	0.135
Pb	0.202	0.000	0.032	0.086	0.292	0.078	0.011	0.547
Cd	0.132	0.014	0.021	0.049	0.146	0.021	0.010	0.210
Co	0.024	0.013	0.019	0.024	0.140	0.004	0.004	0.274
Cr	0.013	0.003	0.012	0.020	0.178	0.178	0.005	0.160

Alyssum markgrafii; *Alyssum murale*; *Artemisia alba*; *Cheilanthes maranthae*; *Chrysopogon gryllus*; *Cotinus coggyria*; *Euphorbia cyparissias*; *Halacsya sendtneri*; *Helleborus odoratus*; *Melica ciliata*; *Potentilla cinerea*; *Sedum acre*; *Stachys recta*; *Stipa pennata* и *Teucrium montanum*

Резултати анализе варијансе између концентрација метала у земљишту и биљним врстама на локалитету Брђанска клисура су показали да постоји врло високо значајна разлика у садржају метала код свих истраживаних врста биљака и свих испитиваних метала у односу на њихов садржај у земљишту (Табела 29).

Табела 29. Анализа варијансе између концентрација метала у земљишту и биљним врстама на локалитету Брђанска клисура

<i>Alyssum markgrafii</i>		<i>Alyssum murale</i>		<i>Artemisia alba</i>		<i>Cheilanthes maranthae</i>		
F	p	F	p	F	p	F	p	
Ca	1290410.	***	378489.1	***	145957.0	***	24860.1	***
Mg	568977.	***	560897.6	***	613604.1	***	524821.9	***
Fe	296237.	***	309919.0	***	309625.9	***	313768.6	***
Mn	16504.	***	20710.2	***	19930.6	***	24114.2	***
Cu	34829.	***	32788.1	***	24082.8	***	21872.9	***
Zn	10202.	***	81680.9	***	400.6	***	217.2	***
Ni	42571.	***	13007.7	***	420901.0	***	299188.8	***
Pb	5189.	***	41.3	***	41188.9	***	56077.0	***
Cd	31664.	***	100620.8	***	73348.3	***	106844.0	***
Co	94995.	***	105823.4	***	129303.8	***	136296.9	***
Cr	6527.	***	7176.8	***	7208.9	***	7371.5	***

<i>Chrysopogon gryllus</i>		<i>Cotinus coggygia</i>		<i>Euphorbia cyparissias</i>		<i>Halacsya sendtneri</i>		
F	p	F	p	F	p	F	p	
Ca	103590.0	***	103953.9	***	17495.3	***	2252132.	***
Mg	630745.2	***	642891.6	***	539459.4	***	568266.	***
Fe	309840.6	***	317716.0	***	309249.3	***	312529.	***
Mn	22297.1	***	24566.0	***	19352.5	***	19163.	***
Cu	29139.4	***	27782.9	***	29321.6	***	11301.	***
Zn	2030.9	***	15058.9	***	676.2	***	12521.	***
Ni	420227.4	***	431353.2	***	384218.4	***	375537.	***
Pb	62987.6	***	72968.9	***	54353.3	***	43327.	***
Cd	135754.4	***	157582.1	***	134825.9	***	82583.	***
Co	132865.0	***	140272.4	***	124446.2	***	134685.	***
Cr	7122.3	***	7443.8	***	7165.5	***	7286.	***

<i>Helleborus odorus</i>		<i>Melica ciliata</i>		<i>Potentilla cinerea</i>		<i>Sedum acre</i>		
F	p	F	p	F	p	F	p	
Ca	243174.4	***	22045.6	***	331188.3	***	286348.7	***
Mg	552132.1	***	659694.3	***	631438.7	***	423727.0	***
Fe	316523.0	***	313616.9	***	312116.9	***	264246.2	***
Mn	25251.9	***	23942.6	***	20981.4	***	16752.3	***
Cu	32515.9	***	32907.7	***	32103.4	***	37266.0	***
Zn	19019.2	***	7939.9	***	14644.4	***	15234.9	***
Ni	416467.0	***	424689.5	***	423936.7	***	334125.1	***
Pb	77289.7	***	71477.3	***	59445.5	***	33727.1	***
Cd	155362.8	***	150317.6	***	136443.6	***	97039.7	***
Co	13364.9	***	135694.4	***	134839.0	***	103870.0	***
Cr	7435.1	***	7299.9	***	7192.3	***	5023.8	***

<i>Stachys recta</i>		<i>Stipa pennata</i>		<i>Teucrium montanum</i>		
F	p	F	p	F	p	
Ca	595168.8	***	100807.8	***	101384.8	***
Mg	659757.1	***	680293.0	***	412829.2	***
Fe	316775.6	***	316996.0	***	257997.3	***
Mn	25217.9	***	25411.2	***	8023.9	***
Cu	33272.0	***	36679.4	***	22199.6	***
Zn	176.4	***	39639.6	***	385.2	***
Ni	436177.4	***	434672.8	***	307620.8	***
Pb	64077.0	***	74636.8	***	10062.9	***
Cd	153018.1	***	160912.7	***	75469.0	***
Co	140346.0	***	140434.9	***	69163.8	***
Cr	7453.5	***	7408.3	***	5275.8	***

p < 0.001 – врло високо значајно (***)

Резултати Pearson-ов теста показују да постоји врло јака позитивна корелативна веза у садржају калцијума у земљишту код свих истраживаних врста (Табле 30). Врло јака позитивна корелација између земљишта и биљака је утврђена за цинк код следећих врста: *Alyssum markgrafii*, *Alyssum murale*, *Cheilanthes maranthae*, *Euphorbia cyparissias*, *Halacsysa sendtneri* и *Teucrium montanum*, као и за никл код обе врсте рода *Alyssum*. Такође је показана јака негативна корелативна веза у садржају других метала у земљишту код осталих проучаваних биљака.

Табела 30. Вредности коефицијента корелације (r) између концентрација метала у земљишту и биљним врстама на локалитету Брђанска клисура

Биљне врсте	Ca r	Mg r	Fe r	Mn r	Cu r	Zn r	Ni r	Pb r	Cd r	Co r	Cr r
<i>Alyssum markgrafii</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	1.00	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Alyssum murale</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	1.00	1.00	-0.90	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Artemisia alba</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.99	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Cheilanthes maranthae</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	0.98	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Chrysopogon gryllus</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Cotinus coggygia</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Euphorbia cyparissias</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	0.99	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Halacsysa sendtneri</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Helleborus odorus</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Melica ciliata</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Potentilla cinerea</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Sedum acre</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Stachys recta</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.97	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Stipa pennata</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Teucrium montanum</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	0.99	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00

r – Pearson-ов коефицијент корелације (0-0.3: нема корелације; 0.3-0.5: слаба корелација; 0.5-0.7: значајна корелација; 0.7-0.9: јака корелација; 0.9-1.0: врло јака корелација)

На серпентинском земљишту локалитета Брђанска клисура врста *Sedum acre* је садржала највише Ca, Mg, Fe, Cr; врста *Teucrium montanum* највише Mg, Fe, Mn, Cd, Co и Cr, а врсте *Alyssum markgrafii* и *Alyssum murale* су показале велики садржај Zn, Ni, Pb.

На овом локалитету утврђена је хиперакумулација Ni код врста *Alyssum markgrafii* и *Alyssum murale*, а добра акумулација Zn показана је код неколико врста: *Alyssum markgrafii*, *Alyssum murale*, *Cheilanthes maranthae*, *Euphorbia cyparissias*, *Halacsysa sendtneri* и *Teucrium montanum*.

САДРЖАЈ МЕТАЛА У БИЉКАМА НА ЛОКАЛИТЕТУ – КОТРАЖА

Средње вредности концентрација испитиваних метала у одабраним врстама биљака (*Alyssum murale*; *Artemisia absinthium*; *Chrysopogon gryllus*; *Eryngium serbicum*; *Euphorbia cyparissias*; *Helleborus odoros*; *Melica ciliata*; *Potentilla cinerea*; *Sanguisorba minor* и *Saponaria officinalis*) на локалитету Котража приказани су у Табели 31.

Табела 31. Средње вредности концентрација¹ испитиваних метала [mgkg⁻¹] у одабраним биљним врстама на локалитету Котража

Биљна врста/метал	Ca	Mg	Fe	Mn	Cu	Zn
<i>Alyssum murale</i>	5790.000±54.222	9844.583±80.349	638.208±6.300	54.096±0.336	0.690±0.018	5.160±0.035
<i>Artemisia absinthium</i>	9367.917±24.567	3653.750±31.175	1296.792±21.427	78.583±2.260	10.584±0.259	59.546±0.168
<i>Chrysopogon gryllus</i>	1421.833±42.851	3061.667±77.599	166.404±4.168	17.352±0.473	0.925±0.054	9.263±0.187
<i>Eryngium serbicum</i>	9835.833±28.882	4454.583±53.512	243.004±2.449	52.625±0.701	6.951±0.230	15.509±0.209
<i>Euphorbia cyparissias</i>	9374.167±49.261	6368.333±21.660	320.000±7.150	52.138±0.489	3.814±0.053	22.338±0.148
<i>Helleborus odoros</i>	7896.250±96.135	5244.167±19.916	29.163±1.020	14.800±0.170	4.431±0.058	14.915±0.295
<i>Melica ciliata</i>	1511.667±30.503	12428.333±114.003	1069.000±15.154	47.754±0.436	0.726±0.014	5.850±0.099
<i>Potentilla cinerea</i>	16331.250±173.333	5600.000±57.118	529.250±10.236	63.171±0.516	5.456±0.018	31.933±0.350
<i>Sanguisorba minor</i>	7850.833±89.004	39108.333±244.268	3310.417±32.650	147.196±0.618	3.872±0.021	11.906±0.054
<i>Saponaria officinalis</i>	4225.000±23.979	5665.417±75.439	228.629±3.071	20.656±0.263	2.359±0.048	10.599±0.210

Биљна врста/метал	Ni	Pb	Cd	Co	Cr
<i>Alyssum murale</i>	615.250±11.439	7.263±0.087	0.078±0.002	11.198±0.076	44.908±0.641
<i>Artemisia absinthium</i>	26.238±0.047	2.556±0.021	0.220±0.004	2.222±0.020	14.480±0.396
<i>Chrysopogon gryllus</i>	16.164±0.479	0.633±0.042	0.022±0.002	0.614±0.020	10.705±0.286
<i>Eryngium serbicum</i>	39.975±0.421	0.416±0.008	0.035±0.003	1.005±0.012	6.037±0.154
<i>Euphorbia cyparissias</i>	40.400±0.303	0.392±0.013	0.061±0.003	4.223±0.035	22.804±0.296
<i>Helleborus odoros</i>	38.788±0.767	0.419±0.042	0.028±0.003	0.115±0.004	0.113±0.009
<i>Melica ciliata</i>	146.592±2.388	3.025±0.071	0.082±0.003	5.633±0.114	78.413±0.858
<i>Potentilla cinerea</i>	32.063±0.145	2.427±0.031	0.102±0.004	1.764±0.005	12.538±0.096
<i>Sanguisorba minor</i>	441.083±2.714	9.378±0.073	0.269±0.005	20.571±0.092	315.208±5.708
<i>Saponaria officinalis</i>	21.788±0.370	0.278±0.028	0.115±0.003	0.756±0.011	9.671±0.177

¹ средња вредност (n=6) ± стандардна девијација [mgkg⁻¹]

На локалитету Котража у свим одабраним врстама концентрације кадмијума су биле најмање, док су концентрације калцијума и магнезијума имале највеће вредности код биљака овог локалитета.

Средње вредности концентрације Са су се кретале од 1421.833 mgkg⁻¹ забележене у врсти *Chrysopogon gryllus* до 16331.250 mgkg⁻¹ у врсти *Potentilla cinerea*.

Врста *Sanguisorba minor* је имала највишу концентрацију Mg (39108.333 mgkg⁻¹), а најнижа концентрација овог метала забележена у врсти *Chrysopogon gryllus* (3061.667 mgkg⁻¹).

Концентрације Fe су се кретала у распону од 29.163 mgkg⁻¹ (у врсти *Helleborus odorus*) до 3310.417 mgkg⁻¹ (у врсти *Sanguisorba minor*).

У врсти *Sanguisorba minor* утврђен је највећи садржај Mn (147.196 mgkg⁻¹), а најмањи у врсти *Helleborus odorus* (14.800 mgkg⁻¹).

Средње вредности концентрације Cu биле су од 0.690 mgkg⁻¹ забележене у врсти *Alyssum murale* до 10.584 mgkg⁻¹ у врсти *Artemisia absinthium*.

Највиша концентрација Zn (59.546 mgkg⁻¹) констатована је у врсти *Artemisia absinthium*, а најнижа у врсти *Alyssum murale* (5.160 mgkg⁻¹).

Највећи садржај Ni забележен је у врсти *Alyssum murale* (615.250 mgkg⁻¹), а најмањи у врсти *Chrysopogon gryllus* (16.164 mgkg⁻¹).

Садржај Pb се кретао од 0.278 mgkg⁻¹ у врсти *Saponaria officinalis*, до 9.378 mgkg⁻¹ у врсти *Sanguisorba minor*.

Одабране врсте на локалитету Котража су садржале најмање Cd од свих испитиваних метала. Садржај овог метала се кретао од 0.022 mgkg⁻¹ у врсти *Chrysopogon gryllus* до 0.269 mgkg⁻¹ у врсти *Sanguisorba minor*.

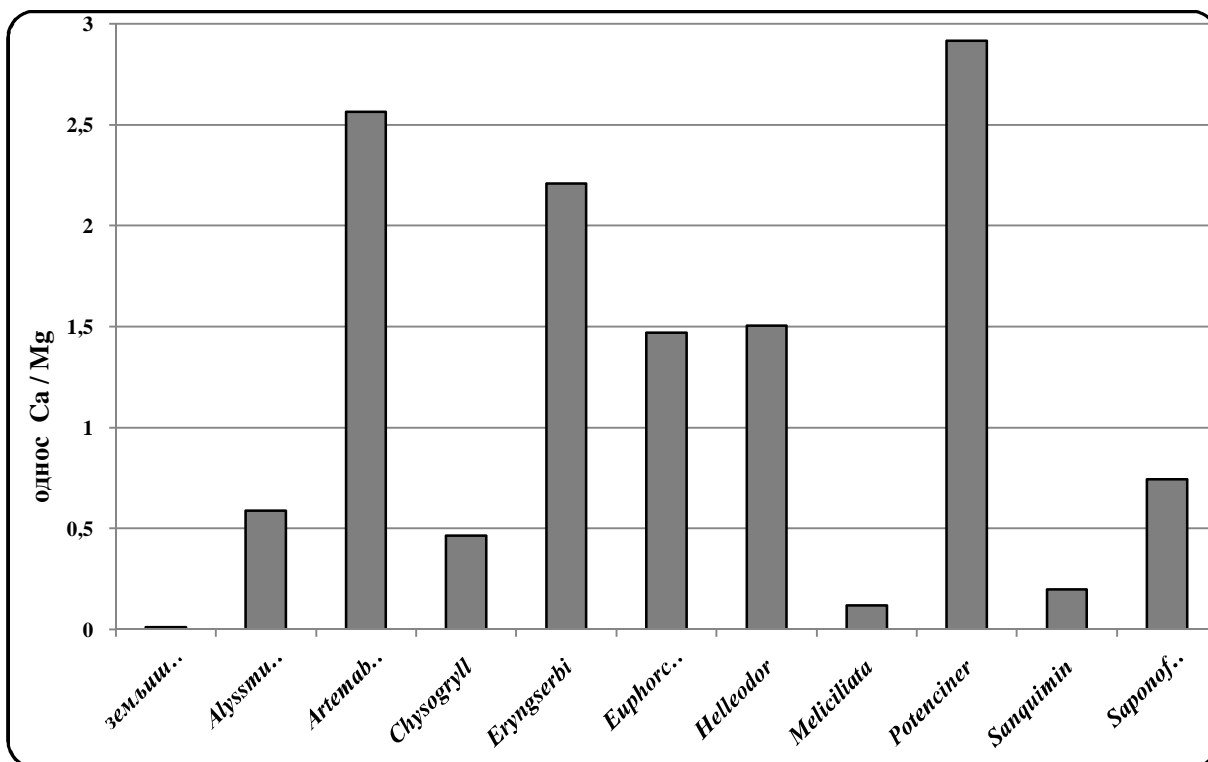
У врсти *Sanguisorba minor* забележене су највише концентрације Co и Cr (20.571 mgkg⁻¹; 315.205 mgkg⁻¹), а у врсти *Helleborus odorus* најнижа концентрација ових метала (0.115 mgkg⁻¹; 0.113 mgkg⁻¹).

Ако упредимо све проучаване врсте са локалитета Котража, можемо констатовати да је врста *Sanguisorba minor* (Слика 20) показала присуство највећег садржаја неколико метала Mg, Fe, Mn, Pb, Cd, Co и Cr, док је врста *Artemisia absinthium* садржала највише Cu и Zn. Код врсте *Helleborus odorus* утврђене су најмање концентрације Fe, Mn, Co и Cr; код врсте *Chrysopogon gryllus* најмање Ca, Mg, Ni и Cd; а код врсте *Alyssum murale* констатован је најмањи садржај Cu и Zn.



Слика 20. *Sanguisorba minor* Scop.

Однос концентрације калцијума и магнезијума у земљишту и биљкама узоркованим на локалитету **Котража** приказани су на Графику 17. Однос Ca/Mg се кретао од 0.012 у земљишту до 2.916 код врсте *Potentilla cinerea*.



Alyssum murale; *Artemisia absinthium*; *Chrysopogon gryllus*; *Eryngium serbicum*; *Euphorbia cyparissias*; *Helleborus odorus*; *Melica ciliata*; *Potentilla cinerea*; *Sanguisorba minor* и *Saponaria officinalis*

График 17. Однос концентрације Са и Мг у земљишту и одабраним биљним врстама на локалитету Котража

Вредност биолошког апсорпционог коефицијента на локалитету **Котража** приказани су у Табели 32. Код свих истраживаних врста биљака показано је да је однос концентрације калцијума у биљкама у односу на земљиште већи од јединице, као и да има највећу вредност ако се упореде концентрације других метала у биљкама и земљишту. Код врста *Artemisia absinthium*, *Euphorbia cyparissias* и *Potentilla cinerea* утврђени су биолошки апсорпциони коефицијенти већи од јединице за Zn и Cu. Биолошки апсорпциони коефицијент већи од један за Cu показан је за следеће врсте: *Eryngium serbicum*, *Helleborus odorus*, *Sanguisorba minor* и *Saponaria officinalis*.

Табела 32. Однос концентрације метала у биљкама и земљишту на локалитету Котража

биљ/зем	<i>Alyssmural</i>	<i>Artemabsin</i>	<i>Chysogryll</i>	<i>Eryngserbi</i>	<i>Euphorcypa</i>
Ca	6.971	11.279	1.712	11.843	11.287
Mg	0.140	0.052	0.043	0.063	0.090
Fe	0.020	0.041	0.005	0.008	0.010
Mn	0.196	0.285	0.063	0.191	0.189
Cu	0.361	5.531	0.483	3.633	1.993
Zn	0.290	3.344	0.520	0.871	1.254
Ni	0.830	0.035	0.022	0.054	0.055
Pb	0.631	0.222	0.055	0.036	0.034

Cd	0.068	0.193	0.019	0.030	0.054
Co	0.308	0.061	0.017	0.028	0.116
Cr	0.069	0.022	0.016	0.009	0.035
биљ/зем	<i>Helleodor</i>	<i>Meliciliata</i>	<i>Potenciner</i>	<i>Sanquimin</i>	<i>Saponoffici</i>
Ca	9.508	1.820	19.664	9.453	5.087
Mg	0.074	0.176	0.080	0.555	0.080
Fe	0.001	0.034	0.017	0.104	0.007
Mn	0.054	0.173	0.229	0.533	0.075
Cu	2.316	0.379	2.852	2.023	1.233
Zn	0.837	0.328	1.793	0.669	0.595
Ni	0.052	0.198	0.043	0.595	0.029
Pb	0.036	0.263	0.211	0.815	0.024
Cd	0.024	0.072	0.089	0.237	0.101
Co	0.003	0.155	0.049	0.566	0.021
Cr	0.0002	0.120	0.019	0.483	0.015

Alyssum murale; *Artemisia absinthium*; *Chrysopogon gryllus*; *Eryngium serbicum*; *Euphorbia cyparissias*; *Helleborus odorus*; *Melica ciliata*; *Potentilla cinerea*; *Sanguisorba minor* и *Saponaria officinalis*

Резултати анализе варијансе између концентрација метала у земљишту и биљним врстама на локалитету Котража су показали да постоји статистички врло високо значајна разлика у садржају метала у код свих проучаваних врста биљака и свих испитиваних метала у односу на земљиште (Табела 33).

Табела 33. Анализа варијансе између концентрација метала у земљишту и биљним врстама на локалитету Котража

	<i>Alyssum murale</i>		<i>Artemisia absinthium</i>		<i>Chrysopogon gryllus</i>		<i>Eryngium serbicum</i>	
	F	p	F	p	F	p	F	p
Ca	50158.1	***	721888.	***	1141.	***	581727.	***
Mg	669831.9	***	976660.	***	839315.	***	891782.	***
Fe	146761.3	***	139153.	***	151324.	***	150636.	***
Mn	32463.6	***	16595.	***	43570.	***	31579.	***
Cu	17989.2	***	6693.	***	1866.	***	2869.	***
Zn	26128.9	***	163722.	***	6232.	***	402.	***
Ni	179.1	***	7694.	***	7908.	***	7398.	***
Pb	5223.9	***	35272.	***	47584.	***	55742.	***
Cd	40303.3	***	27955.	***	45022.	***	42112.	***
Co	86195.1	***	180475.	***	197875.	***	194985.	***
Cr	835381.9	***	1018848.	***	1063972.	***	1107320.	***
	<i>Euphorbia cyparissias</i>		<i>Helleborus odorus</i>		<i>Melica ciliata</i>		<i>Potentilla cinerea</i>	
	F	p	F	p	F	p	F	p
Ca	180311.	***	32404.	***	2984.6	***	47980.	***
Mg	915668.	***	950652.	***	512038.6	***	849509.	***
Fe	149731.	***	152703.	***	142051.5	***	147547.	***
Mn	32585.	***	45394.	***	34055.3	***	29369.	***
Cu	7218.	***	10839.	***	21726.3	***	142197.	***
Zn	2149.	***	410.	***	18934.2	***	7580.	***
Ni	7391.	***	7416.	***	5246.0	***	7569.	***
Pb	55602.	***	49422.	***	23718.6	***	35030.	***
Cd	41088.	***	42913.	***	39014.5	***	35975.	***
Co	156755.	***	205564.	***	110383.6	***	187200.	***
Cr	1021704.	***	1139653.	***	664214.5	***	1092228.	***

	<i>Sanguisorba minor</i>		<i>Saponaria officinalis</i>	
	F	p	F	p
Ca	37318.4	***	119763.	***
Mg	68356.8	***	783673.	***
Fe	119576.8	***	150760.	***
Mn	10627.9	***	43187.	***
Cu	35706.4	***	478.	***
Zn	5437.3	***	3917.	***
Ni	1329.8	***	7788.	***
Pb	1474.0	***	54121.	***
Cd	24260.5	***	36693.	***
Co	31878.2	***	197769.	***
Cr	19574.2	***	1091217.	***

p < 0.001 – врло високо значајно (***)

Резултати Pearson-ов теста показују да постоји врло јака позитивна корелативна веза у садржају калцијума између земљишта локалитета Котража и неких проучаваних врста (Табле 34). Утврђена је и јака негативна корелативна веза у садржају одређених метала код неких одабраних биљних врста и земљишта. Такође, постоји јака позитивна корелативна веза бакра и цинк код неких врста (*Artemisia absinthium*, *Euphorbia cyparissias* и *Potentilla cinerea*), и бакра код *Eryngium serbicum*, *Helleborus odorus*, *Sanguisorba minor* и *Saponaria officinalis*.

Табела 34. Вредности коефицијента корелације (r) између концентрација метала у земљишту и биљним врстама на локалитету Котража

Биљне врсте	Ca r	Mg r	Fe r	Mn r	Cu r	Zn r	Ni r	Pb r	Cd r	Co r	Cr r
<i>Alyssum murale</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.97	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Artemisia absinthium</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	1.00	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Chrysopogon gryllus</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Eryngium serbicum</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	1.00	-0.99	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Euphorbia cyparissias</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	1.00	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Helleborus odorus</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	1.00	-0.99	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Melica ciliata</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Potentilla cinerea</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	1.00	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Sanguisorba minor</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Saponaria officinalis</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	0.99	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00

r – Pearson-ов коефицијент корелације (0-0.3: нема корелације; 0.3-0.5: слаба корелација; 0.5-0.7: значајна корелација; 0.7-0.9: јака корелација; 0.9-1.0: врло јака корелација)

На јаловишту азбеста у Котражи врста *Sanguisorba minor* је показала највећи садржај неколико метала (Mg, Fe, Mn, Pb, Cd, Co и Cr), док је врста *Artemisia absinthium* садржала највише Cu и Zn. Добра акумулација Zn и Cu утврђена је код врста *Artemisia absinthium*, *Euphorbia cyparissias* и *Potentilla cinerea*, а Cu код врста: *Eryngium serbicum*, *Helleborus odorus*, *Sanguisorba minor* и *Saponaria officinalis*.

САДРЖАЈ МЕТАЛА У БИЉКАМА НА ЛОКАЛИТЕТУ – КОВИОНИЦА

Средње вредности концентрације испитиваних метала у одабраним врстама биљака (*Alyssum murale*; *Chrysopogon gryllus*; *Eryngium serbicum*; *Euphorbia cyparissias*; *Helleborus odoratus*; *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus*; *Melica ciliata*; *Potentilla cinerea*; *Rumex acetosella*; *Sanguisorba minor* и *Sedum acre*) локалитета Ковионица представљене су у Табели 35.

Табела 35. Средње вредности концентрација¹ испитиваних метала [mgkg⁻¹] у одабраним биљним врстама на локалитету Ковионица

Биљна врста/метал	Ca	Mg	Fe	Mn	Cu	Zn
<i>Alyssum murale</i>	9089.583±36.586	14304.583±24.971	2101.750±10.097	103.671±2.028	2.470±0.022	24.662±0.127
<i>Chrysopogon gryllus</i>	1369.542±7.093	1647.083±29.540	205.404±0.821	46.388±1.073	3.120±0.016	230.767±2.830
<i>Eryngium serbicum</i>	6825.833±46.655	4914.167±28.882	138.300±2.610	63.408±0.379	5.201±0.071	17.442±0.168
<i>Euphorbia cyparissias</i>	4343.750±66.835	4450.000±68.447	170.333±0.748	46.717±1.083	3.652±0.032	19.780±0.236
<i>Helleborus odoratus</i>	9649.583±86.666	4195.417±84.623	71.525±0.603	17.810±0.019	1.715±0.007	12.823±0.099
<i>Helleborus multifidus</i> subsp. <i>serbicus</i>	13573.750±39.961	7393.333±87.873	94.321±2.949	30.850±0.816	4.270±0.094	15.115±0.316
<i>Melica ciliata</i>	1228.375±20.108	1570.083±13.223	121.113±0.966	14.998±0.123	2.809±0.034	16.810±0.086
<i>Potentilla cinerea</i>	6365.000±108.593	13365.833±100.420	1859.208±39.490	80.750±2.256	2.827±0.007	20.523±0.068
<i>Rumex acetosella</i>	2711.250±29.612	19906.667±95.912	2385.792±31.359	78.625±1.585	1.880±0.009	11.570±0.214
<i>Sanguisorba minor</i>	8042.500±61.907	14499.583±122.172	2637.083±24.770	88.579±3.183	3.213±0.017	14.934±0.130
<i>Sedum acre</i>	11173.333±90.356	21097.917±117.977	2935.417±82.256	116.838±5.522	2.576±0.026	11.885±0.183

Биљна врста/метал	Ni	Pb	Cd	Co	Cr
<i>Alyssum murale</i>	1615.250±5.559	1.723±0.016	0.251±0.012	10.160±0.064	107.758±0.993
<i>Chrysopogon gryllus</i>	27.363±0.047	0.730±0.026	0.046±0.003	0.465±0.007	4.312±0.024
<i>Eryngium serbicum</i>	19.997±0.181	0.306±0.014	0.028±0.002	0.543±0.005	2.411±0.075
<i>Euphorbia cyparissias</i>	76.538±1.052	1.208±0.043	0.028±0.004	1.954±0.031	4.709±0.029
<i>Helleborus odoratus</i>	20.500±0.213	0.515±0.059	0.043±0.004	0.148±0.004	1.024±0.031
<i>Helleborus multifidus</i> subsp. <i>serbicus</i>	33.192±0.612	0.323±0.007	0.029±0.002	0.183±0.004	1.500±0.014
<i>Melica ciliata</i>	13.491±0.043	0.652±0.017	0.027±0.003	0.276±0.003	2.790±0.017
<i>Potentilla cinerea</i>	136.963±0.259	6.610±0.081	0.243±0.005	6.400±0.022	84.225±0.423
<i>Rumex acetosella</i>	281.458±5.855	7.205±0.151	0.229±0.005	6.650±0.177	115.313±0.637
<i>Sanguisorba minor</i>	178.479±2.054	6.660±0.116	0.273±0.005	8.159±0.039	105.854±0.424
<i>Sedum acre</i>	206.054±3.202	8.465±0.092	0.270±0.006	11.396±0.193	99.446±1.583

¹ средња вредност (n=6) ± стандардна девијација [mgkg⁻¹]

У биљкама на локалитету Ковионица забележен је највећи садржај магнезијума (код осам врста: *Alyssum murale*, *Chrysopogon gryllus*, *Euphorbia cyparissias*, *Melica ciliata*, *Potentilla cinerea*, *Rumex acetosella*, *Sanguisorba minor* и *Sedum acre*) и калцијума (код три врсте: *Eryngium serbicum*, *Helleborus odorus* и *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus*), а најмањи садржај кадмијума код свих врста овог локалитета.

Код биљка овог локалитета садржаји осталих испитиваних метала су варирали у зависности од врсте биљака и метала. Садржај Са се кретало од 1228.375 mgkg⁻¹ у врсти *Melica ciliata* до 13573.750 mgkg⁻¹ у врсти *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus*.

Највишу концентрацију Mg (21097.917 mgkg⁻¹) садржала је врста *Sedum acre*, а прилично висок садржај забележен је и у врсти *Rumex acetosella* (19906.667 mgkg⁻¹). Најнижа концентрација Mg забележена у врсти *Melica ciliata* (1570.083 mgkg⁻¹).

Врста *Helleborus odorus* је имала најмањи (71.525 mgkg⁻¹), а врста *Sedum acre* највећи садржај Fe (2935.417 mgkg⁻¹).

Средње вредности концентрације Mn кретале су се од 14. 998 mgkg⁻¹ забележене у врсти *Melica ciliata* до 116.838 mgkg⁻¹ у врсти *Sedum acre*.

Врста *Eryngium serbicum* је садржала највише Cu (5.201 mgkg⁻¹), а најмање врста *Helleborus odorus* (1.715 mgkg⁻¹).

Средње вредности концентрације Zn биле су од 11.570 mgkg⁻¹ забележене у врсти *Rumex acetosella* до прилично високе вредности од 230.767 mgkg⁻¹ у врсти *Chrysopogon gryllus*.

Највећи садржаји Ni забележен је код врсте *Alyssum murale* (1615.250 mgkg⁻¹), а најмањи код врсте *Melica ciliata* (13.491 mgkg⁻¹).

Врста *Sedum acre* је садржала највише Pb (8.465 mgkg⁻¹), најмање врста *Eryngium serbicum* (0.306 mgkg⁻¹).

Највиша концентрација Cd (0.273 mgkg⁻¹) забележена је код врсте *Sanguisorba minor*, док је најнижа концентрација овог метала (0.027 mgkg⁻¹) била код *Melica ciliata*.

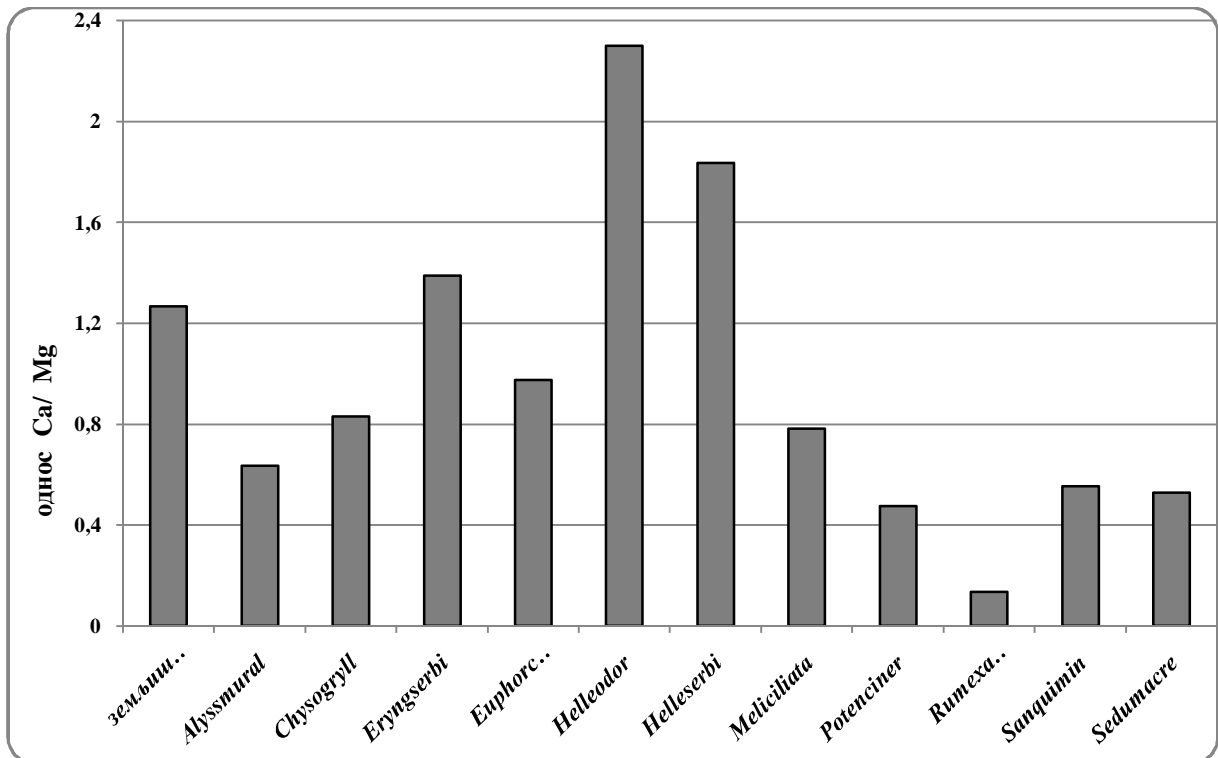
Садржај Co се кретао од 0.148 mgkg⁻¹ (*Helleborus odorus*) до 11.396 mgkg⁻¹ (*Sedum acre*).

Највиша концентрација Cr регистрована је код врсте *Rumex acetosella* (115.313 mgkg⁻¹), а код врсте *Helleborus odorus* је забележен најмањи садржај овог метала (1.024 mgkg⁻¹).

На локалитету Ковионица врста *Sedum acre* је показала присуство великог садржаја Mg, Fe, Mn, Pb и Co, док је код врсте *Melica ciliata* утврђен најмањи садржај неколико метала (Ca, Mg, Mn, Ni и Cd), а код врсте *Helleborus odorus* најмањи садржај Fe, Cu, Co и Cr.

Однос концентрације калцијума и магнезијума у земљишту и биљкама узоркованим на локалитету **Ковионица** приказани су на Графику 18, и тај однос се кретао од 0.136 код врсте *Rumex acetosella* до 2.3 код врсте *Helleborus odorus*.

Вредности биолошког апсорпционог коефицијента на локалитету **Ковионица** приказани су у Табели 36. Код врсте *Alyssum murale* утврђен је биолошки апсорпциони коефицијенти већи од јединице за Zn и Ni. Код врста *Chrysopogon gryllus* (Слика 21), *Euphorbia cyparissias* и *Potentilla cinerea* утврђени су биолошки апсорпциони коефицијенти већи од јединице за Zn и Cu. Код врсте *Chrysopogon gryllus* показано је да биљка садржи Zn више од 12 пута него земљиште. Биолошки апсорпциони коефицијент већи од један за Cu показан је код следећих врста: *Eryngium serbicum*, *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus*, *Melica ciliata* и *Sanguisorba minor*.



Alyssum murale; *Chrysopogon gryllus*; *Eryngium serbicum*; *Euphorbia cyparissias*; *Helleborus odoratus*; *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus*; *Melica ciliata*; *Potentilla cinerea*; *Rumex acetosella*; *Sanguisorba minor* и *Sedum acre*

График 18. Однос концентрације Са и Mg у земљишту и одабраним биљним врстама на локалитету Ковионица

Табела 36. Однос концентрације метала у биљкама и земљишту на локалитету Ковионица

биљ/зем	<i>Alyssmural</i>	<i>Chysogryll</i>	<i>Eryngserbi</i>	<i>Euphorcypa</i>	<i>Helleodor</i>	<i>Helleserbi</i>
Ca	0.197	0.030	0.148	0.094	0.209	0.294
Mg	0.392	0.045	0.135	0.122	0.115	0.203
Fe	0.113	0.011	0.007	0.009	0.004	0.005
Mn	0.308	0.138	0.189	0.139	0.053	0.092
Cu	0.912	1.151	1.920	1.348	0.633	1.576
Zn	1.366	12.784	0.966	1.096	0.710	0.837
Ni	4.813	0.082	0.060	0.228	0.061	0.099
Pb	0.110	0.047	0.020	0.077	0.033	0.021
Cd	0.286	0.053	0.031	0.032	0.048	0.033
Co	0.500	0.023	0.027	0.096	0.007	0.009
Cr	0.452	0.018	0.010	0.020	0.004	0.006

биљ/зем	<i>Meliciliata</i>	<i>Potenciner</i>	<i>Rumexacct</i>	<i>Sanguimin</i>	<i>Sedumacre</i>
Ca	0.027	0.138	0.059	0.174	0.242
Mg	0.043	0.367	0.546	0.398	0.579
Fe	0.006	0.100	0.128	0.142	0.158
Mn	0.045	0.240	0.234	0.263	0.347
Cu	1.037	1.043	0.694	1.186	0.951
Zn	0.931	1.137	0.641	0.827	0.658
Ni	0.040	0.408	0.839	0.532	0.614

Pb	0.042	0.422	0.460	0.425	0.541
Cd	0.030	0.276	0.261	0.311	0.311
Co	0.014	0.315	0.327	0.402	0.561
Cr	0.012	0.353	0.484	0.444	0.417

Alyssum murale; *Chrysopogon gryllus*; *Eryngium serbicum*; *Euphorbia cyparissias*; *Helleborus odorus*; *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus*; *Melica ciliata*; *Potentilla cinerea*; *Rumex acetosella*; *Sanguisorba minor* и *Sedum acre*



Слика 21. *Chrysopogon gryllus* (L.) Trin.

Резултати анализа варијанси између концентрација метала у земљишту и биљним врстама на локалитету Ковионица су показали да постоји врло високо значајна разлика у садржају метала у код свих истраживаних врста биљака и свих испитиваних метала у односу на земљиште (Табела 37).

Табела 37. Анализа варијансе између концентрација метала у земљишту и биљним врстама на локалитету Ковионица

	<i>Alyssum murale</i>		<i>Chrysopogon gryllus</i>		<i>Eryngium serbicum</i>		<i>Euphorbia cyparissias</i>	
	F	p	F	p	F	p	F	p
Ca	524554.7	***	833178.8	***	560662.9	***	556801.7	***
Mg	139355.7	***	339970.5	***	279670.8	***	243976.5	***
Fe	53006.9	***	66080.9	***	66549.7	***	66332.9	***
Mn	41082.7	***	102020.6	***	113508.6	***	101318.4	***
Cu	306.0	***	1123.4	***	6557.8	***	3280.1	***
Zn	7859.8	***	33819.4	***	49.2	***	245.5	***
Ni	286771.5	***	169490.9	***	176091.7	***	90116.5	***
Pb	248370.4	***	260060.1	***	305412.4	***	198291.7	***
Cd	4879.9	***	11924.2	***	12535.3	***	12221.6	***
Co	47709.4	***	263524.8	***	262277.4	***	204891.7	***
Cr	11919.2	***	43231.8	***	43907.5	***	43083.9	***

	<i>Helleborus odorus</i>		<i>Helleborus multifidus subsp. serbicus</i>		<i>Melica ciliata</i>		<i>Potentilla cinerea</i>	
	F	p	F	p	F	p	F	p
Ca	365838.9	***	399045.0	***	818446.8	***	363580.0	***
Mg	225705.2	***	179555.6	***	352985.6	***	104615.5	***
Fe	67045.1	***	66862.5	***	66686.2	***	52118.4	***
Mn	160437.0	***	125571.8	***	162651.8	***	44135.2	***
Cu	8790.4	***	1533.6	***	32.6	***	122.3	***
Zn	6100.7	***	442.6	***	377.6	***	1686.8	***
Ni	174866.1	***	146894.3	***	185108.5	***	69052.1	***
Pb	174265.9	***	313872.0	***	284750.9	***	44531.7	***
Cd	11840.7	***	12516.3	***	12499.7	***	6572.7	***
Co	273162.6	***	272172.5	***	269798.3	***	123258.7	***
Cr	44452.6	***	44279.0	***	43797.5	***	18321.6	***

	<i>Rumex acetosella</i>		<i>Sanguisorba minor</i>		<i>Sedum acre</i>	
	F	p	F	p	F	p
Ca	741814.3	***	478893.5	***	326301.6	***
Mg	55364.1	***	81679.8	***	41152.6	***
Fe	49782.9	***	48822.4	***	39325.3	***
Mn	63184.0	***	26460.1	***	8433.6	***
Cu	5815.3	***	1685.3	***	83.0	***
Zn	4000.5	***	1716.2	***	4501.3	***
Ni	467.1	***	19534.9	***	7394.9	***
Pb	15714.8	***	27065.1	***	23880.3	***
Cd	6966.3	***	6004.8	***	5911.2	***
Co	27844.1	***	84876.8	***	10319.4	***
Cr	11345.9	***	13539.1	***	11455.3	***

p < 0.001 – врло високо значајно (***)

Вредности корелационог коефицијента између концентрација метала у земљишту и биљним врстама на локалитету Ковионица су указале на постојање врло јаке негативне корелације у садржају испитиваних метала у одабраним врстама овог локалитета у односу на земљиште (Табела 38). Код врсте *Melica ciliata* је утврђена јака позитивна корелациона веза у садржају бакра у односу на земљиште. Такође, врло јака позитивна корелација је показана у садржају цинка и никла код врсте *Alyssum murale*, у садржају бакра и цинка код врста *Chrysopogon gryllus*, *Euphorbia cyparissias* и *Potentilla cinerea* и у садржају бакра код врста *Eryngium serbicum*, *Helleborus multifidus subsp. serbicus*, *Melica ciliata* и *Sanguisorba minor*.

Табела 38. Вредности коефицијента корелације (r) између концентрација метала у земљишту и биљним врстама на локалитету Ковионица

Биљне врсте	Ca	Mg	Fe	Mn	Cu	Zn	Ni	Pb	Cd	Co	Cr
	r	r	r	r	r	r	r	r	r	r	r
<i>Alyssum murale</i>	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.98	1.00	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Chrysopogon gryllus</i>	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	1.00	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Eryngium serbicum</i>	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	1.00	-0.91	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Euphorbia cyparissias</i>	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	1.00	0.98	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Helleborus odorus</i>	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Helleborus multifidus subsp. serbicus</i>	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	1.00	-0.99	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Melica ciliata</i>	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	0.87	-0.99	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00

<i>Potentilla cinerea</i>	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	0.96	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Rumex acetosella</i>	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.99	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Sanguisorba minor</i>	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Sedum acre</i>	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.94	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00

r – Pearson-ов коефицијент корелације (0-0.3: нема корелације; 0.3-0.5: слаба корелација; 0.5-0.7: значајна корелација; 0.7-0.9: јака корелација; 0.9-1.0: врло јака корелација)

На серпентинском земљишту локалитета Ковионица врста *Sedum acre* је показала велики садржај неколико метала (Mg, Fe, Mn, Pb и Co). Добра акумулација Zn и Ni утврђена је код врсте *Alyssum murale*, а Zn и Cu код врста *Chrysopogon gryllus*, *Euphorbia cyparissias* и *Potentilla cinerea*. Такође, добру акумулацију Cu показале су: *Eryngium serbicum*, *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus*, *Melica ciliata* и *Sanguisorba minor*.

САДРЖАЈ МЕТАЛА У БИЉКАМА НА ЛОКАЛИТЕТУ – ВУЧЈАК

Средње вредности концентрације испитиваних метала у одабраним врстама биљака (*Alyssum alyssoides*; *Artemisia vulgaris*; *Euphorbia amygdaloides*; *Euphorbia cyparissias*; *Helleborus odoratus*; *Melica ciliata*; *Potentilla argentea*; *Rumex crispus*; *Sanguisorba minor*; *Silene vulgaris*; *Stachys recta* и *Teucrium chamaedrys*) на локалитету Вучјак приказане су у Табели 39.

Табела 39. Средње вредности концентрација¹ испитиваних метала [mgkg⁻¹] у одабраним биљним врстама на локалитету Вучјак

Биљна врста/метал	Ca	Mg	Fe	Mn	Cu	Zn
<i>Alyssum alyssoides</i>	16735.000±29.283	2076.417±3.687	470.792±6.312	22.145±0.265	1.899±0.026	9.806±0.034
<i>Artemisia vulgaris</i>	8003.333±74.560	1369.250±41.513	188.288±5.003	108.471±1.817	10.943±0.253	18.800±0.135
<i>Euphorbia amygdaloides</i>	14859.583±88.253	3384.167±36.423	221.738±1.519	2783.750±116.970	3.181±0.091	39.508±1.452
<i>Euphorbia cyparissias</i>	15428.333±32.120	1655.458±18.212	486.000±10.551	67.100±1.958	2.937±0.036	16.388±0.114
<i>Helleborus odoratus</i>	12049.167±18.143	1609.833±11.779	99.963±2.409	17.124±0.308	2.483±0.039	16.009±0.598
<i>Melica ciliata</i>	26308.333±150.555	1054.542±28.995	2103.292±31.396	131.475±2.308	4.954±0.031	16.619±0.264
<i>Potentilla argentea</i>	11354.583±79.552	1657.500±24.004	390.292±15.924	98.775±2.248	3.943±0.044	23.395±0.250
<i>Rumex crispus</i>	14907.500±39.019	2341.583±33.282	456.750±9.642	31.133±0.223	3.070±0.125	14.896±0.219
<i>Sanguisorba minor</i>	36516.667±256.742	2993.750±21.837	1088.625±17.590	79.288±2.579	3.209±0.033	10.302±0.169
<i>Silene vulgaris</i>	9007.500±31.305	2430.167±18.275	166.104±5.720	42.425±1.842	2.572±0.169	16.699±0.346
<i>Stachys recta</i>	11282.083±30.059	4480.000±27.884	1604.375±6.246	66.696±2.451	3.457±0.014	10.524±0.119
<i>Teucrium chamaedrys</i>	13807.500±250.699	2496.625±82.132	3382.917±53.931	192.908±0.615	7.968±0.087	55.458±0.236

Биљна врста/метал	Ni	Pb	Cd	Co	Cr
<i>Alyssum alyssoides</i>	6.558±0.028	0.000±0.000	0.062±0.002	0.721±0.003	3.701±0.041
<i>Artemisia vulgaris</i>	11.137±0.106	0.005±0.002	0.147±0.003	0.395±0.006	10.076±0.194
<i>Euphorbia amygdaloides</i>	6.967±0.258	0.000±0.000	0.185±0.007	1.149±0.046	3.103±0.126
<i>Euphorbia cyparissias</i>	6.423±0.051	0.000±0.000	0.064±0.003	1.270±0.014	2.272±0.044
<i>Helleborus odorus</i>	1.550±0.070	0.000±0.000	0.068±0.004	0.080±0.005	0.247±0.020
<i>Melica ciliata</i>	26.146±0.396	1.518±0.038	0.201±0.003	2.707±0.042	20.531±0.182
<i>Potentilla argentea</i>	9.194±0.120	0.000±0.000	0.036±0.003	1.007±0.013	3.762±0.076
<i>Rumex crispus</i>	6.618±0.099	0.079±0.009	0.090±0.002	0.690±0.024	3.092±0.138
<i>Sanguisorba minor</i>	16.737±0.259	0.000±0.000	0.089±0.003	1.490±0.030	8.457±0.073
<i>Silene vulgaris</i>	5.891±0.291	0.000±0.000	0.058±0.004	0.720±0.040	1.593±0.074
<i>Stachys recta</i>	32.708±1.029	0.325±0.029	0.129±0.005	2.204±0.071	28.958±0.347
<i>Teucrium chamaedrys</i>	77.713±0.196	8.645±0.080	0.301±0.003	6.875±0.021	79.800±0.373

¹ средња вредност (n=6) ± стандардна девијација [mgkg⁻¹]

На локалитету Вучјак забележен је највећи садржај калцијума код свих истраживаних биљака, а најмањи садржај олова код готово свих врста овог локалитета (врсте *Melica ciliata*, *Stachys recta* и *Teucrium chamaedrys* садрже најмање кадмијума).

У биљкама овог локалитета садржаји осталих испитиваних метала су варирали у зависности од врсте биљака и метала. Највиша концентрација Са забележена је у врсти *Sanguisorba minor* (36516.667 mgkg⁻¹), најнижа у врсти *Artemisia vulgaris* (8003.333 mgkg⁻¹).

Садржај Mg се кретао од 1054.542 mgkg⁻¹ (*Melica ciliata*), до 4480.000 mgkg⁻¹ (*Stachys recta*).

Највиша концентрација Fe забележена је код *Teucrium chamaedrys* (3382.917 mgkg⁻¹), док је врста *Helleborus odorus* је имала најмањи садржај Fe (99.963 mgkg⁻¹).

Средње вредности концентрације Mn кретале су се од 17.124 mgkg⁻¹ (*Helleborus odorus*) до 2783.750 mgkg⁻¹ (*Euphorbia amygdaloides*).

Врста *Artemisia vulgaris* је садржала највише Cu (10.943 mgkg⁻¹), а најмање врста *Alyssum alyssoides* (1.899 mgkg⁻¹).

Средње вредности концентрације Zn биле су од 9.806 mgkg⁻¹ забележене код врсте *Alyssum alyssoides* до 55.458 mgkg⁻¹ код врсте *Teucrium chamaedrys*.

Највећи садржај Ni забележен је у врсти *Teucrium chamaedrys* (77.713 mgkg⁻¹), а најмање Ni садржала је врста *Helleborus odorus* (1.550 mgkg⁻¹).

Садржај олова регистрован је код пет врста при чему је врста *Teucrium chamaedrys* је садржала највише овог метала (8.645 mgkg⁻¹).

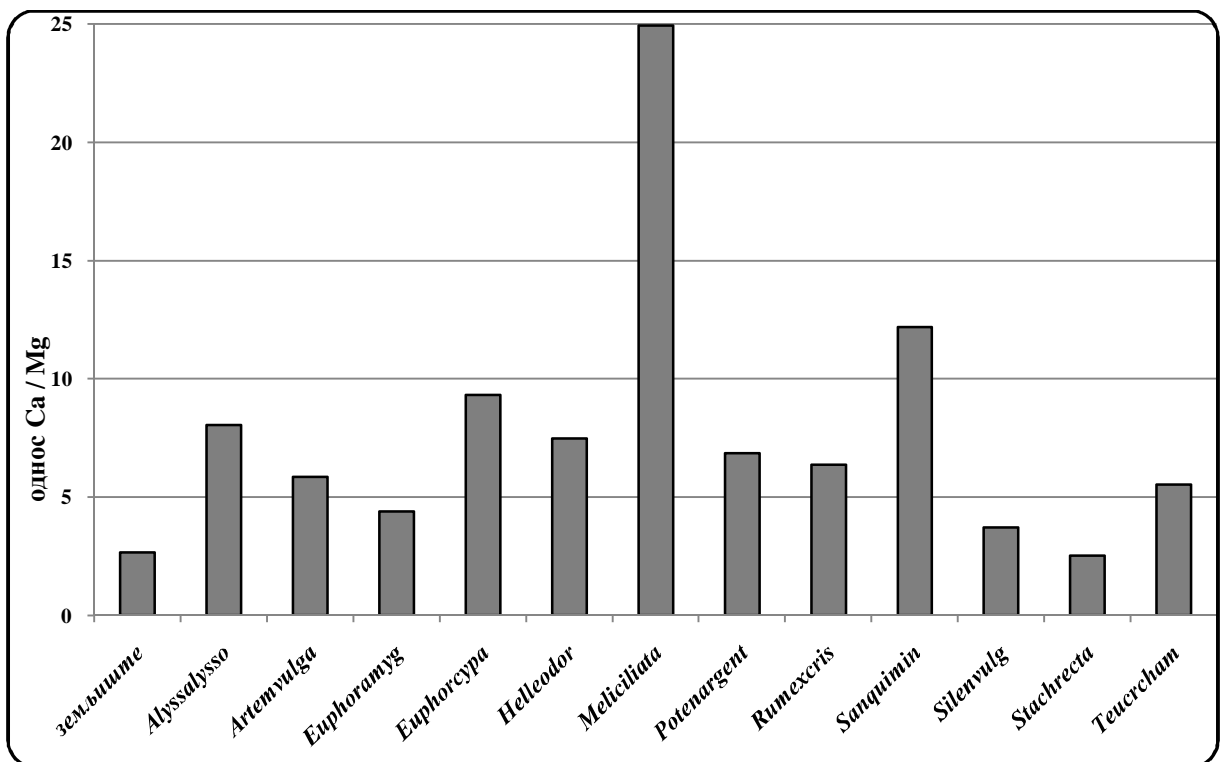
У врсти *Teucrium chamaedrys* забележене су највише концентрације Cd, Co и Cr (0.301 mgkg⁻¹; 6.875 mgkg⁻¹; 79.800 mgkg⁻¹), док је врста *Helleborus odorus* показала најниже концентрација Co и Cr (0.080 mgkg⁻¹; 0.247 mgkg⁻¹). Код врсте *Potentilla argentea* је забележен најмањи садржај Cd (0.036 mgkg⁻¹).

На локалитету Вучјак врста *Teucrium chamaedrys* (Слика 22) је показала присуство високог садржаја Fe, Zn, Ni, Pb, Cd, Co и Cr), док је код врсте *Helleborus odorus* констатован најмањи садржај неколико метала (Fe, Mn, Ni, Co и Cr). Код врсте *Alyssum alyssoides* утврђен је најмањи садржај Cu и Zn.



Слика 22. *Teucrium chamaedrys* L.

Однос концентрације калцијума и магнезијума у земљишту и биљкама узоркованим на локалитету **Вучјак** приказани су на Графику 19. Однос Ca/Mg се кретао од 2.518 код врсте *Stachys recta* до 24.948 код врсте *Melica ciliata*.



Alyssum alyssoides; *Artemisia vulgaris*; *Euphorbia amygdaloides*; *Euphorbia cyparissias*; *Helleborus odorus*; *Melica ciliata*; *Potentilla argentea*; *Rumex crispus*; *Sanguisorba minor*; *Silene vulgaris*; *Stachys recta* и *Teucrium chamaedrys*

График 19. Однос концентрације Ca и Mg у земљишту и одабраним биљним врстама на локалитету Вучјак

Вредност биолошког апсорпционог коефицијента на локалитету Вучјак приказани су у Табели 40. Код већине истраживаних врста биљака (осим код *Artemisia vulgaris*, *Helleborus odorus*, *Potentilla argentea*, *Silene vulgaris* и *Stachys recta*) показано је да је однос концентрације калцијума у биљкама у односу на земљиште већи од јединице, као и да има највећу вредност ако се упореде концентрације других метала у биљкама и земљишту (осим код *Artemisia vulgaris*, *Euphorbia amygdaloides*, *Stachys recta* и *Teucrium chamaedrys*). Код врсте *Euphorbia amygdaloides* утврђени су биолошки апсорпциони коефицијенти већи од јединице за Zn и Mn, код врсте *Artemisia vulgaris* за Cu, а код врсте *Teucrium chamaedrys* за Zn.

Табела 40. Однос концентрације метала у биљкама и земљишту на локалитету Вучјак

биљ/зем	<i>Alyssalysso</i>	<i>Artemvulga</i>	<i>Euphoramyg</i>	<i>Euphorcyra</i>	<i>Helleodor</i>	<i>Meliciliata</i>
Ca	1.326	0.634	1.177	1.222	0.954	2.084
Mg	0.439	0.290	0.716	0.350	0.341	0.223
Fe	0.028	0.011	0.013	0.029	0.006	0.124
Mn	0.045	0.219	5.626	0.136	0.035	0.266
Cu	0.212	1.219	0.354	0.327	0.277	0.552
Zn	0.303	0.581	1.221	0.506	0.495	0.514
Ni	0.067	0.115	0.072	0.066	0.016	0.269
Pb	0.000	0.0001	0.000	0.000	0.000	0.049
Cd	0.062	0.147	0.185	0.064	0.068	0.201
Co	0.066	0.036	0.106	0.117	0.007	0.249
Cr	0.034	0.093	0.029	0.021	0.002	0.189
биљ/зем	<i>Potenargent</i>	<i>Rumexcris</i>	<i>Sanquimin</i>	<i>Silenvulg</i>	<i>Stachrecta</i>	<i>Teucrham</i>
Ca	0.899	1.181	2.893	0.714	0.894	1.094
Mg	0.351	0.496	0.634	0.514	0.948	0.528
Fe	0.023	0.027	0.064	0.010	0.095	0.200
Mn	0.200	0.063	0.160	0.086	0.135	0.390
Cu	0.439	0.342	0.357	0.286	0.385	0.887
Zn	0.723	0.460	0.318	0.516	0.325	1.714
Ni	0.095	0.068	0.172	0.061	0.336	0.799
Pb	0.000	0.003	0.000	0.000	0.010	0.277
Cd	0.036	0.090	0.089	0.058	0.129	0.301
Co	0.093	0.063	0.137	0.066	0.202	0.632
Cr	0.035	0.029	0.078	0.015	0.267	0.736

Alyssum alyssoides; *Artemisia vulgaris*; *Euphorbia amygdaloides*; *Euphorbia cyparissias*; *Helleborus odorus*; *Melica ciliata*; *Potentilla argentea*; *Rumex crispus*; *Sanguisorba minor*; *Silene vulgaris*; *Stachys recta*; *Teucrium chamaedrys*

Резултати анализе варијансе између концентрација метала у земљишту и биљним врстама на локалитету Вучјак су показали да постоји врло високо значајна разлика у садржају метала у код проучаваних врста биљака и свих испитиваних метала у односу на земљиште (Табела 41).

Табела 41. Анализа варијансе између концентрација метала у земљишту и биљним врстама на локалитету Вучјак

<i>Alyssum alyssoides</i>		<i>Artemisia vulgaris</i>		<i>Euphorbia amygdaloides</i>		<i>Euphorbia cyparissias</i>		
F	p	F	p	F	p	F	p	
Ca	12957.1	***	10225.0	***	2032.2	***	5898.2	***
Mg	88515.4	***	30913.8	***	6027.6	***	71231.1	***
Fe	90563.7	***	93780.3	***	93524.3	***	90036.8	***
Mn	32470.8	***	20118.4	***	2290.7	***	24366.0	***
Cu	24359.7	***	306.6	***	10107.6	***	16859.1	***
Zn	121835.6	***	26245.4	***	143.9	***	41601.7	***
Ni	664024.5	***	525406.2	***	348513.2	***	649813.4	***
Pb	309096.4	***	308907.2	***	309096.4	***	309096.4	***
Cd	127149.4	***	99183.0	***	49879.6	***	112883.2	***
Co	505299.0	***	528959.0	***	170582.3	***	396652.5	***
Cr	247137.6	***	192065.4	***	237272.9	***	253651.3	***

<i>Helleborus odorus</i>		<i>Melica ciliata</i>		<i>Potentilla argentea</i>		<i>Rumex crispus</i>		
F	p	F	p	F	p	F	p	
Ca	271.6	***	37913.4	***	727.0	***	3684.8	***
Mg	96934.1	***	62045.6	***	54376.9	***	21709.1	***
Fe	94875.5	***	69785.7	***	90374.1	***	90450.1	***
Mn	33144.2	***	17019.9	***	20341.0	***	31263.0	***
Cu	19202.7	***	7710.3	***	11205.4	***	7691.7	***
Zn	4201.1	***	15900.3	***	5579.8	***	25470.5	***
Ni	700161.4	***	131748.5	***	529585.4	***	591869.5	***
Pb	309096.4	***	260356.5	***	309096.4	***	306252.6	***
Cd	104588.4	***	86988.8	***	125921.0	***	121523.7	***
Co	563373.7	***	135635.2	***	420181.2	***	352874.1	***
Cr	264979.2	***	155621.9	***	243136.6	***	234708.6	***

<i>Sanguisorba minor</i>		<i>Silene vulgaris</i>		<i>Stachys recta</i>		<i>Teucrium chamaedrys</i>		
F	p	F	p	F	p	F	p	
Ca	46994.0	***	9872.0	***	1372.3	***	120.4	***
Mg	19149.3	***	39693.8	***	289.6	***	4132.2	***
Fe	82641.0	***	93988.9	***	78509.3	***	52855.6	***
Mn	21644.2	***	27528.3	***	23289.4	***	13149.3	***
Cu	15665.2	***	6101.5	***	15439.8	***	318.0	***
Zn	55656.3	***	10238.1	***	74989.1	***	40256.9	***
Ni	276770.8	***	315888.5	***	22041.4	***	20413.9	***
Pb	309096.4	***	309096.4	***	290158.4	***	121138.4	***
Cd	112573.4	***	106844.0	***	76849.9	***	66184.5	***
Co	247932.5	***	220575.5	***	71809.2	***	58871.9	***
Cr	222133.5	***	253609.4	***	98370.8	***	12147.0	***

p < 0.001 – врло високо значајно (***)

Свих дванаест биљака узоркованих са локалитета Вучјак су показале већином врло јаку негативну корелативну разлику у садржају испитиваних метала у односу на њихов садржај у земљишту, што је зависило од биљне врсте и врсте метала (Табела 42). Врло високо значајна позитивна корелација у садржају калцијума утврђена је код врста: *Alyssum alyssoides*, *Euphorbia amygdaloides*, *Euphorbia cyparissias*, *Melica ciliata*, *Rumex crispus*; *Sanguisorba minor* и *Teucrium chamaedrys*; у садржају бакра код врсте *Artemisia vulgaris*, и у садржају цинка код врста *Euphorbia amygdaloides* и *Teucrium chamaedrys*.

Табела 42. Вредности коефицијента корелације (r) између концентрација метала у земљишту и биљним врстама на локалитету Вучјак

Биљне врсте	Ca r	Mg r	Fe r	Mn r	Cu r	Zn r	Ni r	Pb r	Cd r	Co r	Cr r
<i>Alyssum alyssoides</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Artemisia vulgaris</i>	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	0.98	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Euphorbia amygdaloides</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	0.97	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Euphorbia cyparissias</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Helleborus odorus</i>	-0.98	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Melica ciliata</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Potentilla argentea</i>	-0.99	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Rumex crispus</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Sanguisorba minor</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Silene vulgaris</i>	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Stachys recta</i>	-1.00	-0.98	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Teucrium chamaedrys</i>	0.96	-1.00	-1.00	-1.00	-0.98	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00

r – Pearson-ов коефицијент корелације (0-0.3: нема корелације; 0.3-0.5: слаба корелација; 0.5-0.7: значајна корелација; 0.7-0.9: јака корелација; 0.9-1.0: врло јака корелација)

На кречњачком земљишту локалитета Вучјак код врсте *Teucrium chamaedrys* утврђен је велики садржај више метала (Fe, Zn, Ni, Pb, Cd, Co и Cr). Добијени резултати показују да иако земљиште садржи више од два пута Са у односу на Mg, тај однос у проучаваним биљкама је углавном већи од пет пута, што указује да кречњачка геолошка подлога утиче на усвајање и акумулсање ових метала у биљкама. Такође, код врсте *Euphorbia amygdaloides* показана је изузетна акумулација Mn и добра акумулација Zn. Код врсте *Artemisia vulgaris* је утврђена добра акумулација Cu, док је врста *Teucrium chamaedrys* добро акумулирала Zn.

САДРЖАЈ МЕТАЛА У БИЉКАМА НА ЛОКАЛИТЕТУ – ГОЛО БРДО

Средње вредности концентрације испитиваних метала у одабраним врстама биљака (*Chamaespartium sagittale*; *Chrysopogon gryllus*; *Eryngium campestre*; *Euphorbia cyparissias*; *Lychnis viscaria*; *Potentilla cinerea*; *Rumex acetosella*; *Sanguisorba minor*; *Stachys recta* и *Teucrium chamaedrys*) на локалитету Голо брдо приказане су у Табели 43.

Табела 43. Средње вредности концентрација¹ испитиваних метала [mgkg⁻¹] у одабраним биљним врстама на локалитету Голо брдо

Биљна врста/метал	Ca	Mg	Fe	Mn	Cu	Zn
<i>Chamaespartium sagittale</i>	5473.750±50.910	1840.875±10.369	319.958±7.344	170.221±2.073	6.302±0.019	31.458±0.240
<i>Chrysopogon gryllus</i>	1336.500±28.823	487.708±16.936	104.521±0.468	64.675±0.433	3.526±0.017	18.651±0.105
<i>Eryngium campestre</i>	7917.500±77.958	2159.083±31.888	209.108±3.992	222.558±3.013	4.030±0.108	18.726±0.215
<i>Euphorbia cyparissias</i>	6087.500±79.341	1236.958±22.082	105.479±1.449	20.033±0.233	1.797±0.025	19.962±0.162
<i>Lychnis viscaria</i>	5090.000±49.092	1796.750±29.212	357.458±6.718	140.338±6.917	2.567±0.086	20.962±0.450
<i>Potentilla cinerea</i>	6866.667±23.541	1474.792±24.838	1593.833±26.051	103.221±1.821	2.562±0.094	21.659±0.290
<i>Rumex acetosella</i>	4810.000±59.351	1711.125±22.420	180.125±4.890	64.021±0.769	2.398±0.079	13.895±0.206
<i>Sanguisorba minor</i>	9083.750±55.896	3589.167±20.290	260.667±6.978	38.642±0.544	3.852±0.031	12.119±0.061
<i>Stachys recta</i>	7060.000±31.024	1210.917±23.180	333.208±3.422	76.425±1.255	4.835±0.130	37.421±0.449
<i>Teucrium chamaedrys</i>	5867.083±46.995	1673.167±23.931	1610.917±6.367	94.125±1.133	4.981±0.033	22.251±0.177

Биљна врста/метал	Ni	Pb	Cd	Co	Cr
<i>Chamaespartium sagittale</i>	9.334±0.036	0.853±0.010	0.123±0.003	0.410±0.003	1.950±0.023
<i>Chrysopogon gryllus</i>	1.349±0.012	0.309±0.011	0.098±0.003	0.130±0.003	0.809±0.015
<i>Eryngium campestre</i>	2.420±0.029	0.005±0.002	0.049±0.003	0.236±0.003	2.045±0.096
<i>Euphorbia cyparissias</i>	3.000±0.026	0.480±0.027	0.070±0.005	0.418±0.004	1.089±0.024
<i>Lychnis viscaria</i>	3.172±0.068	1.567±0.123	0.301±0.007	0.410±0.008	1.648±0.038
<i>Potentilla cinerea</i>	5.553±0.093	6.613±0.101	0.277±0.004	1.788±0.029	4.950±0.089
<i>Rumex acetosella</i>	7.165±0.115	0.681±0.029	0.087±0.004	0.526±0.007	2.555±0.069
<i>Sanguisorba minor</i>	7.658±0.045	1.253±0.094	0.058±0.002	0.521±0.008	17.427±0.102
<i>Stachys recta</i>	8.133±0.088	0.605±0.015	0.068±0.003	0.448±0.007	1.856±0.090
<i>Teucrium chamaedrys</i>	3.606±0.045	3.133±0.046	0.155±0.004	1.495±0.010	10.949±0.050

¹ средња вредност (n=6) ± стандардна девијација [mgkg⁻¹]

На локалитету Голо брдо забележен је највећи садржај калцијума код свих истраживаних биљака, а најмањи садржај кадмијума код готово свих врста овог локалитета (врста *Eryngium campestre* садржала је најмање олова).

У биљкама овог локалитета садржаји осталих испитиваних метала су варирали у зависности од врсте биљака и метала. Највиша концентрација Са забележена је код врсте *Sanguisorba minor* (9083.750 mgkg⁻¹), најнижа код врсте *Chrysopogon gryllus* (1336.500 mgkg⁻¹).

Садржај Mg се кретао од 487.708 mgkg⁻¹ (*Chrysopogon gryllus*) до 3589.167 mgkg⁻¹ (*Sanguisorba minor*).

Највиша концентрација Fe забележена је код *Teucrium chamaedrys* (1610.917 mgkg⁻¹), док је врста *Chrysopogon gryllus* имала најмањи садржај Fe (104.521 mgkg⁻¹).

Средње вредности концентрације Mn кретале су се од 20.033 mgkg⁻¹ (*Euphorbia suparissias*) до 222.558 mgkg⁻¹ (*Eryngium campestre*).

Врста *Chamaespartium sagittale* је садржала највише Cu (6.302 mgkg⁻¹), а најмање врста *Euphorbia suparissias* (1.797 mgkg⁻¹).

Садржај Zn је био од 12.119 mgkg⁻¹ код врсте *Sanguisorba minor* до 37.421 mgkg⁻¹ код врсте *Stachys recta*.

Највећи садржај Ni забележен је у врсти *Chamaespartium sagittale* (9.334 mgkg⁻¹), а најмањи код врсте *Chrysopogon gryllus* (1.349 mgkg⁻¹).

Најмањи садржај Pb регистрован је код врсте *Eryngium campestre* (0.005 mgkg⁻¹), а највише овог метала садржала је врста *Potentilla cinerea* (6.613 mgkg⁻¹).

Највиша концентрација Cd забележена је код врсте *Lychnis viscaria* (0.301 mgkg⁻¹), а најнижа (0.049 mgkg⁻¹) код врсте *Eryngium campestre*.

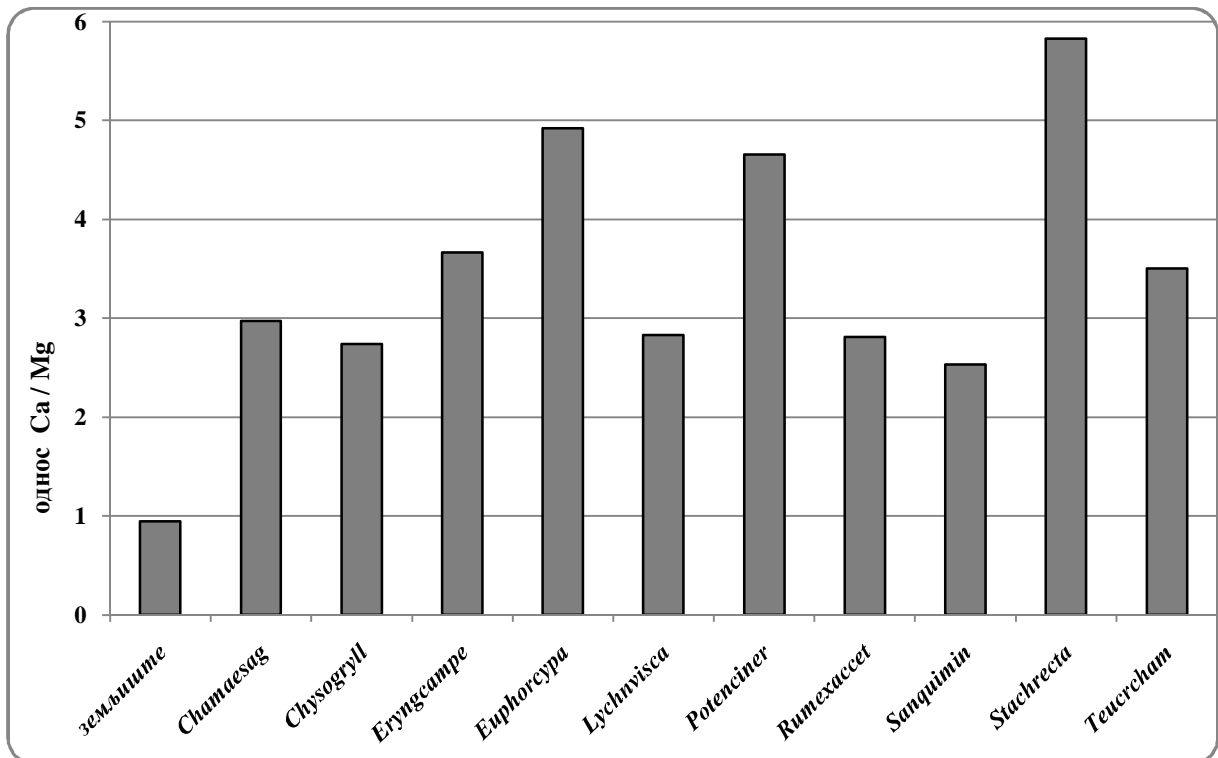
Врста *Chrysopogon gryllus* је садржала најниже вредности Co и Cr (0.130 mgkg⁻¹; 0.809 mgkg⁻¹). Врста *Potentilla cinerea* је имала највише концентрације Co (1.788 mgkg⁻¹), а врста *Sanguisorba minor* највише концентрације Cr (17.427 mgkg⁻¹).

На локалитету Голо брдо код врсте *Sanguisorba minor* је показан висок садржај Са, Mg и Cr; код врсте *Chamaespartium sagittale* (Слика 23) Cu и Ni, а код врсте *Potentilla cinerea* Pb и Co. Међутим, врста *Chrysopogon gryllus* је садржала најниже вредности концентрација неколико метала (Са, Mg, Fe, Ni, Co и Cr); врста *Euphorbia suparissias* Mn и Cu, а врста *Eryngium campestre* Pb и Cd.



Слика 23. *Chamaespartium sagittale* (L.) P.Gibbs

Однос концентрације калцијума и магнезијума у земљишту и биљкама узоркованим на локалитету Голо брдо приказани су на Графику 20, и тај однос се кретао од 0.949 у земљишту до 5.83 код врсте *Stachys recta*.



Chamaespartium sagittale; *Chrysopogon gryllus*; *Eryngium campestre*; *Euphorbia cyparissias*; *Lychnis viscaria*; *Potentilla cinerea*; *Rumex acetosella*; *Sanguisorba minor*; *Stachys recta* и *Teucrium chamaedrys*

График 20. Однос концентрације Ca и Mg у земљишту и одабраним биљним врстама на локалитету Голо брдо

Вредност биолошког апсорпционог коефицијента на локалитету **Голо брдо** приказани су у Табели 44. Код већине проучаваних биљака (осим код *Chrysopogon gryllus*) показано је да је однос концентрације калцијума у биљкама у односу на земљиште већи од јединице, а код врста *Euphorbia cyparissias*, *Potentilla cinerea* и *Sanguisorba minor* има највећу вредност ако се упореде концентрације других метала у биљкама и земљишту. Код врсте *Chamaespartium sagittale* утврђени су биолошки апсорпциони коефицијенти већи од јединице за Mn, Cu, Zn и Ni, код врсте *Sanguisorba minor* за Mg, Cu, Ni и Cr. Такође, су показани биолошки апсорпциони коефицијенти већи од јединице за Mn, Cu и Zn код врста *Eryngium campestre* и *Lychnis viscaria*; за Cu, Zn и Ni код врста *Potentilla cinerea*, *Rumex acetosella* и *Stachys recta*; као и за Cu и Zn код врста *Chrysopogon gryllus*, *Euphorbia cyparissias* и *Teucrium chamaedrys*.

Табела 44. Однос концентрације метала у биљкама и земљишту на локалитету Голо брдо

биљ/зем	<i>Chamaesag</i>	<i>Chrysogryll</i>	<i>Eryngcampe</i>	<i>Euphorcypa</i>	<i>Lychnvisca</i>
Ca	2.522	0.616	3.648	2.805	2.345
Mg	0.805	0.213	0.944	0.541	0.785
Fe	0.034	0.011	0.022	0.011	0.038
Mn	1.451	0.551	1.898	0.171	1.197
Cu	6.198	3.467	3.964	1.767	2.524
Zn	2.483	1.472	1.478	1.576	1.655

Ni	2.275	0.329	0.590	0.731	0.773
Pb	0.080	0.029	0.0004	0.045	0.147
Cd	0.306	0.244	0.121	0.174	0.746
Co	0.087	0.027	0.050	0.088	0.087
Cr	0.112	0.047	0.118	0.063	0.095
биљ/зем	<i>Potenciner</i>	<i>Rumexacet</i>	<i>Sanquimin</i>	<i>Stachrecta</i>	<i>Teurcham</i>
Ca	3.164	2.216	4.186	3.253	2.704
Mg	0.645	0.748	1.569	0.529	0.731
Fe	0.168	0.019	0.027	0.035	0.170
Mn	0.880	0.546	0.330	0.652	0.803
Cu	2.520	2.359	3.788	4.755	4.899
Zn	1.710	1.097	0.957	2.954	1.756
Ni	1.354	1.746	1.867	1.982	0.879
Pb	0.622	0.064	0.118	0.057	0.294
Cd	0.686	0.216	0.142	0.168	0.384
Co	0.379	0.111	0.110	0.095	0.317
Cr	0.285	0.147	1.004	0.107	0.631

Chamaespartium sagittale; *Chrysopogon gryllus*; *Eryngium campestre*; *Euphorbia cyparissias*; *Lychnis viscaria*; *Potentilla cinerea*; *Rumex acetosella*; *Sanguisorba minor*; *Stachys recta* и *Teucrium chamaedrys*

Резултати анализе варијансе између концентрација метала у земљишту и биљним врстама на локалитету Голо брдо (Табела 45) су показали да постоји врло високо значајна разлика у садржају метала код готово свих истраживаних врста биљака и свих испитиваних метала у односу на земљиште (врста *Sanguisorba minor* није показала статистичку значајност у садржају хрома).

Табела 45. Анализа варијансе између концентрација метала у земљишту и биљним врстама на локалитету Голо брдо

	<i>Chamaespartium sagittale</i>		<i>Chrysopogon gryllus</i>		<i>Eryngium campestre</i>		<i>Euphorbia cyparissias</i>	
	F	p	F	p	F	p	F	p
Ca	23858.	***	4240.	***	31811.	***	14280.	***
Mg	5491.	***	48893.	***	88.	***	11073.	***
Fe	1854401.	***	2419094.	***	2207047	***	2397991.	***
Mn	3694.	***	37251.	***	7125.	***	181756.	***
Cu	308430.	***	76453.	***	4559.	***	4388.	***
Zn	36346.	***	17949.	***	4678.	***	11737.	***
Ni	95811.	***	80023.	***	13708.	***	6621.	***
Pb	120562.	***	133508.	***	145219.	***	114472.	***
Cd	12907.	***	14331.	***	20571.	***	12476.	***
Co	541764.	***	614681.	***	577772.	***	529786.	***
Cr	109987.	***	130038.	***	64906.	***	122500.	***
	<i>Lychnis viscaria</i>		<i>Potentilla cinerea</i>		<i>Rumex acetosella</i>		<i>Sanguisorba minor</i>	
	F	p	F	p	F	p	F	p
Ca	19960.	***	187213.0	***	11377.	***	87512.	***
Mg	1501.	***	5451.2	***	3254.	***	19441.	***
Fe	1900629.	***	417876.5	***	2147839.	***	1915272.	***
Mn	66.	***	331.7	***	20048.	***	66930.	***
Cu	1885.	***	1586.4	***	1772.	***	41692.	***
Zn	2029.	***	5696.7	***	208.	***	391.	***
Ni	1025.	***	1400.9	***	4122.	***	30762.	***
Pb	24802.	***	6557.1	***	108305.	***	39198.	***

Cd	820.	***	1986.0	***	13853.	***	22214.	***
Co	427607.	***	51022.1	***	432877.	***	412745.	***
Cr	106961.	***	45528.2	***	76405.	***	2.0	0.25

	<i>Stachys recta</i>		<i>Teucrium chamaedrys</i>	
	F	p	F	p
Ca	128638.	***	34728.	***
Mg	10738.	***	3318.	***
Fe	2187911.	***	1440243.	***
Mn	5462.	***	2087.	***
Cu	5124.	***	74296.	***
Zn	18179.	***	17164.	***
Ni	12056.	***	612.	***
Pb	123735.	***	50002.	***
Cd	17610.	***	8757.	***
Co	443140.	***	209298.	***
Cr	70356.	***	16474.	***

p>0.05 – није значајно; p < 0.001 – врло високо значајно (***)

Вредности корелационог коефицијента (Табела 46) између концентрација метала у земљишту и биљним врстама на локалитету Голо брдо су указале на постојање врло јаке позитивне или негативне корелације у садржају испитиваних метала у одабраним врстама овог локалитета у односу на земљиште (осим код врсте *Sanguisorba minor* код које је утврђена слаба позитивна корелациона веза у садржају хрома). Врло јака негативна корелација у садржају магнезијума, гвожђа, олова, кадмијума, кобалта и хрома показана је између земљишта и свих проучаваних врста. Врло јака позитивна корелација у садржају калцијума, бакра и цинка у односу на земљиште утврђена је код готово свих врста (осим код *Chrysopogon gryllus* у садржају калцијума и код *Sanguisorba minor* у садржају цинка); у садржају мангана код врста *Chamaespartium sagittale*, *Eryngium campestre* и *Lychnis viscaria*, као и у садржају никла код врста *Chamaespartium sagittale*, *Potentilla cinerea*; *Rumex acetosella*; *Sanguisorba minor* и *Stachys recta*.

Табела 46. Вредности коефицијента корелације (r) између концентрација метала у земљишту и биљним врстама на локалитету Голо брдо

	Ca	Mg	Fe	Mn	Cu	Zn	Ni	Pb	Cd	Co	Cr
Биљне врсте	r	r	r	r	r	r	r	r	r	r	r
<i>Chamaespartium sagittale</i>	1.00	-1.00	-1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Chrysopogon gryllus</i>	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	1.00	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Eryngium campestre</i>	1.00	-0.95	-1.00	1.00	1.00	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Euphorbia cyparissias</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	1.00	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Lychnis viscaria</i>	1.00	-1.00	-1.00	0.93	1.00	1.00	-1.00	-1.00	-0.99	-1.00	-1.00
<i>Potentilla cinerea</i>	1.00	-1.00	-1.00	-0.99	1.00	1.00	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Rumex acetosella</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	1.00	0.98	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Sanguisorba minor</i>	1.00	1.00	-1.00	-1.00	1.00	-0.99	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	0.36
<i>Stachys recta</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	1.00	1.00	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Teucrium chamaedrys</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	1.00	1.00	-0.99	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00

r – Pearson-ов коефицијент корелације (0-0.3: нема корелације; 0.3-0.5: слаба корелација; 0.5-0.7: значајна корелација; 0.7-0.9: јака корелација; 0.9-1.0: врло јака корелација)

Проучаване биљке локалитета Голо брдо су показале различиту акумулацију испитиваних метала. Код врсте *Chamaespartium sagittale* утврђена је добра акумулација Mn, Cu, Zn и Ni, а код врсте *Sanguisorba minor* акумулација Mg, Cu, Ni и Cr. Такође, је показана добра акумулација Mn, Cu и Zn код врста *Eryngium campestre* и *Lychnis viscaria*; и Cu, Zn и Ni код врста *Potentilla cinerea*, *Rumex acetosella* и *Stachys recta*; док су врсте *Chrysopogon gryllus*, *Euphorbia cyparissias* и *Teucrium chamaedrys* добро акумулирале Cu и Zn. Садржај Cu код неких проучаваних биљкака био је и до 6 пута већи у односу на његов садржај у земљишту, што указује да акумулација Cu код ових биљкака зависи пре свега од способности саме врсте да га усвоји и акумулира.

САДРЖАЈ МЕТАЛА У БИЉКАМА НА ЛОКАЛИТЕТУ – ДУБОВАЦ

Средње вредности концентрације испитиваних метала у одабраним врстама биљкака (*Alyssum alyssoides*; *Artemisia campestris*; *Chrysopogon gryllus*; *Cotinus coggygria*; *Euphorbia cyparissias*; *Euphorbia sequierana*; *Potentilla cinerea*; *Sedum acre*; *Stipa joannis* и *Teucrium chamaedrys*) на локалитету Дубовац приказане су у Табели 47.

Табела 47. Средње вредности концентрација¹ испитиваних метала [mgkg⁻¹] у одабраним биљним врстама на локалитету Дубовац

Биљна врста/метал	Ca	Mg	Fe	Mn	Cu	Zn
<i>Alyssum alyssoides</i>	30920.833±627.578	1953.500±26.733	156.392±1.415	21.954±0.194	1.925±0.018	13.551±0.080
<i>Artemisia campestris</i>	6228.333±67.150	1089.042±22.819	83.608±0.335	26.604±0.194	6.237±0.023	12.650±0.114
<i>Chrysopogon gryllus</i>	1428.583±41.648	250.125±6.440	40.417±1.189	23.618±0.872	0.900±0.054	8.928±0.248
<i>Cotinus coggygria</i>	6857.083±28.871	1401.417±21.105	103.571±1.480	15.495±0.204	4.380±0.041	20.118±0.121
<i>Euphorbia cyparissias</i>	11765.833±195.158	1569.208±36.557	315.833±10.531	29.342±0.573	1.907±0.061	20.949±0.302
<i>Euphorbia sequierana</i>	7556.667±99.570	1025.917±21.741	112.196±0.985	19.662±0.180	3.278±0.028	16.501±0.383
<i>Potentilla cinerea</i>	9727.917±79.740	1840.125±44.665	993.417±12.265	65.904±1.723	2.364±0.053	21.375±0.295
<i>Sedum acre</i>	14295.833±66.043	3053.333±48.391	812.542±18.163	42.304±0.493	4.099±0.077	20.559±0.082
<i>Stipa joannis</i>	2616.667±91.360	1185.083±18.360	81.292±1.616	20.124±0.117	5.809±0.066	22.309±0.089
<i>Teucrium chamaedrys</i>	7970.000±88.924	1266.292±35.832	276.125±4.660	30.329±0.987	2.700±0.129	18.788±0.388

Биљна врста/метал	Ni	Pb	Cd	Co	Cr
<i>Alyssum alyssoides</i>	1.628±0.042	0.804±0.029	0.113±0.004	0.270±0.006	0.213±0.009
<i>Artemisia campestris</i>	1.363±0.013	0.163±0.029	0.195±0.004	0.086±0.005	0.222±0.011
<i>Chrysopogon gryllus</i>	0.890±0.031	0.214±0.024	0.016±0.003	0.084±0.003	0.567±0.018
<i>Cotinus coggygria</i>	0.876±0.006	0.398±0.036	0.024±0.003	0.116±0.003	22.731±0.334
<i>Euphorbia cyparissias</i>	3.791±0.055	0.937±0.073	0.071±0.004	0.755±0.009	1.460±0.027
<i>Euphorbia sequierana</i>	1.277±0.035	0.520±0.048	0.145±0.006	0.220±0.007	4.930±0.055

<i>Potentilla cinerea</i>	2.235±0.036	3.922±0.082	0.185±0.004	0.859±0.017	2.689±0.069
<i>Sedum acre</i>	3.100±0.013	1.065±0.033	0.093±0.004	0.711±0.011	7.645±0.151
<i>Stipa joannis</i>	1.290±0.028	0.216±0.013	0.028±0.004	0.114±0.005	2.343±0.046
<i>Teucrium chamaedrys</i>	3.887±0.099	0.908±0.063	0.048±0.003	0.456±0.012	1.706±0.048

¹ средња вредност (n=6) ± стандардна девијација [mgkg⁻¹]

На локалитету Дубовац забележен је највећи садржај калцијума код свих истраживаних биљака, а најмањи садржај кадмијума код готово свих врста овог локалитета (врста *Artemisia campestris* је садржала најмање олова).

У биљкама овог локалитета садржаји осталих испитиваних метала су варирали у зависности од врсте биљака и метала. Највећи садржај Са забележен је код врсте *Alyssum alyssoides* (30920.833 mgkg⁻¹), најмањи код врсте *Chrysopogon gryllus* (1428.583 mgkg⁻¹).

Највиша концентрација Mg забележена је код врсте *Sedum acre* (3053.333 mgkg⁻¹), док је врста *Chrysopogon gryllus* је имала најнижу концентрацију Mg (250.125 mgkg⁻¹).

Садржај Fe се кретао од 40.417 mgkg⁻¹ (*Chrysopogon gryllus*) до 993.417 mgkg⁻¹ (*Potentilla cinerea*).

Врста *Potentilla cinerea* је садржала највише Mn (65.904 mgkg⁻¹), а најмање врста *Cotinus coggygria* (15.495 mgkg⁻¹).

Средње вредности концентрације Cu кретале су се од 0.900 mgkg⁻¹ (*Chrysopogon gryllus*) до 6.237 mgkg⁻¹ (*Artemisia campestris*).

Највећи садржај Zn забележен је код врсте *Stipa joannis* (22.309 mgkg⁻¹), док је најмањи био код врсте *Chrysopogon gryllus* (8.928 mgkg⁻¹).

Средње вредности концентрације Ni кретале су се од 0.876 mgkg⁻¹ (*Cotinus coggygria*) до 3.887 mgkg⁻¹ (*Teucrium chamaedrys*).

Врста *Potentilla cinerea* је садржала највише Pb (3.922 mgkg⁻¹), најмањи садржај је забележен код врсте *Artemisia campestris* (0.163 mgkg⁻¹).

Највиша концентрација Cd регистрована је код врсте *Artemisia campestris* (0.195 mgkg⁻¹), а највиша концентрација Co код врсте *Potentilla cinerea* (0.859 mgkg⁻¹).

Врста *Chrysopogon gryllus* је садржала најмање Cd и Co (0.016 mgkg⁻¹; 0.084 mgkg⁻¹).

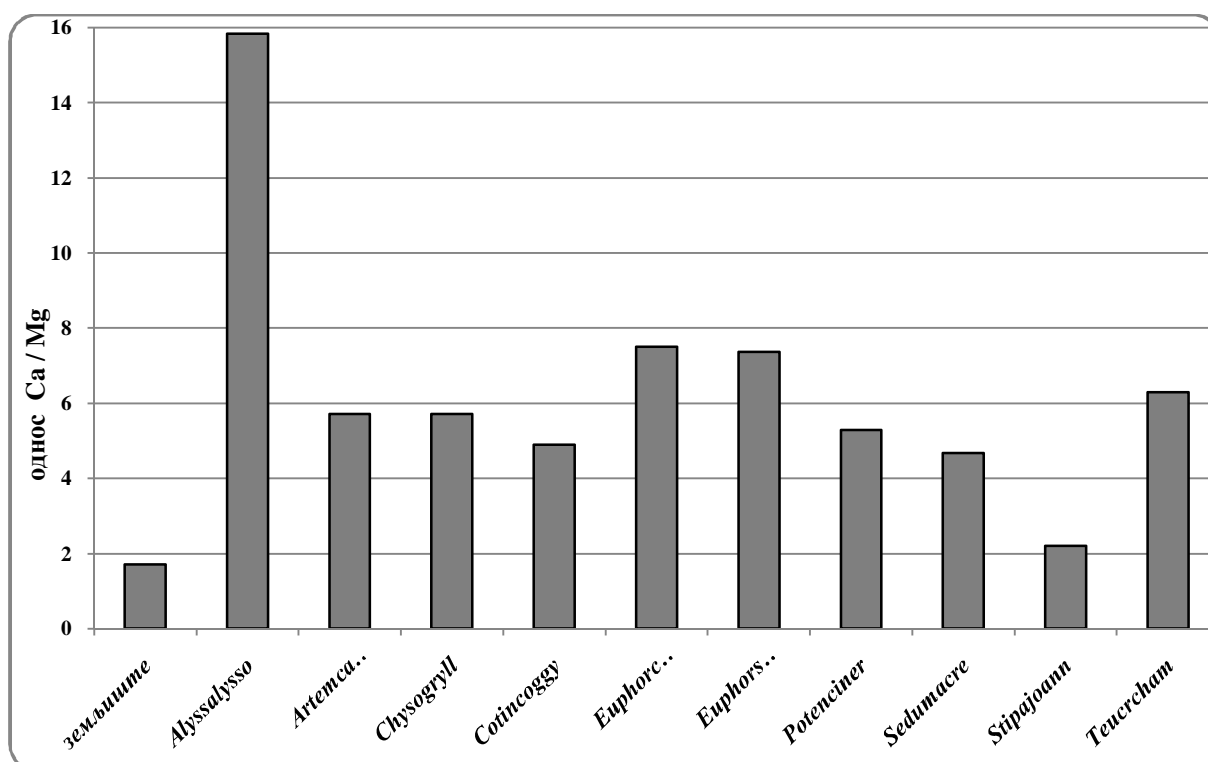
У врсти *Cotinus coggygria* забележене су највиша концентрација Cr (22.731 mgkg⁻¹), док је врста *Alyssum alyssoides* показала најнижу концентрацију овог метала (0.213 mgkg⁻¹).

На локалитету Дубовац код врсте *Potentilla cinerea* утврђен је висок садржаја Fe, Mn, Pb и Co, а код врсте *Artemisia campestris* (Слика 24) Cu и Cd. На овом локалитету код врсте *Chrysopogon gryllus* констатован је низак садржај Ca, Mg, Fe, Cu, Zn, Cd и Co, а код врсте *Cotinus coggygria* Mn и Ni.



Слика 24. *Artemisia campestris* L.

Однос концентрације калцијума и магнезијума у земљишту и биљкама узоркованим на локалитету **Дубовац** приказани су на Графику 21. Однос Ca/Mg се кретао од 1.711 у земљишту до 15.828 код врсте *Alyssum alyssoides*.



Alyssum alyssoides; *Artemisia campestris*; *Chrysopogon gryllus*; *Cotinus coggygria*; *Euphorbia cyparissias*; *Euphorbia sequierana*; *Potentilla cinerea*; *Sedum acre*; *Stipa joannis* и *Teucrium chamaedrys*

График 21. Однос концентрације Ca и Mg у земљишту и одабраним биљним врстама на локалитету Дубовац

Вредности биолошког апсорпционог коефицијента на локалитету **Дубовац** приказани су у Табели 48. Код већине истраживаних врста биљака (осим код *Artemisia campestris*, *Chrysopogon gryllus*, *Cotinus coggygia* и *Stipa joannis*) показано је да је однос концентрације калцијума у биљкама у односу на земљиште већи од јединице, а код врста *Alyssum alyssoides*, *Euphorbia cyparissias*, *Euphorbia sequierana*, *Potentilla cinerea* и *Sedum acre* има највећу вредност ако се упореде концентрације других метала у биљкама и земљишту. Код врсте *Cotinus coggygia* утврђени су биолошки апсорпциони коефицијенти већи од јединице за Zn и Cr, код врсте *Stipa joannis* за Cu и Zn. Такође, су приказани биолошки апсорпциони коефицијенти већи од јединице за Cu код врсте *Artemisia campestris*; за Zn код врста: *Euphorbia cyparissias*, *Potentilla cinerea*, *Sedum acre* и *Teucrium chamaedrys*.

Табела 48. Однос концентрације метала у биљкама и земљишту на локалитету Дубовац

биљ/зем	<i>Alyssalyss</i>	<i>Artemcampe</i>	<i>Chysogryll</i>	<i>Cotincoggy</i>	<i>Euphorcyra</i>
Ca	4.129	0.832	0.191	0.916	1.571
Mg	0.446	0.249	0.057	0.320	0.359
Fe	0.004	0.002	0.001	0.003	0.008
Mn	0.132	0.160	0.142	0.093	0.177
Cu	0.412	1.334	0.193	0.937	0.408
Zn	0.781	0.729	0.515	1.160	1.208
Ni	0.146	0.122	0.080	0.079	0.340
Pb	0.078	0.016	0.021	0.039	0.091
Cd	0.309	0.534	0.045	0.065	0.196
Co	0.099	0.032	0.031	0.043	0.278
Cr	0.015	0.016	0.041	1.654	0.106

биљ/зем	<i>Euphorsequ</i>	<i>Potenciner</i>	<i>Sedumacre</i>	<i>Stipajoann</i>	<i>Teucrham</i>
Ca	1.009	1.299	1.909	0.349	1.064
Mg	0.234	0.420	0.698	0.271	0.289
Fe	0.003	0.026	0.021	0.002	0.007
Mn	0.118	0.397	0.255	0.121	0.183
Cu	0.701	0.506	0.877	1.243	0.577
Zn	0.951	1.233	1.185	1.286	1.083
Ni	0.114	0.200	0.278	0.116	0.348
Pb	0.051	0.381	0.104	0.021	0.088
Cd	0.397	0.507	0.254	0.077	0.133
Co	0.081	0.316	0.261	0.042	0.168
Cr	0.359	0.196	0.556	0.170	0.124

Alyssum alyssoides; *Artemisia campestris*; *Chrysopogon gryllus*; *Cotinus coggygia*; *Euphorbia cyparissias*; *Euphorbia sequierana*; *Potentilla cinerea*; *Sedum acre*; *Stipa joannis* и *Teucrium chamaedrys*

Резултати анализе варијансе између концентрација метала у земљишту и биљним врстама на локалитету Дубовац (Табела 49) су показали да постоји врло високо статистички значајна разлика у садржају метала код готово свих проучаваних врста биљака и свих испитиваних метала у односу на земљиште (осим код врсте *Euphorbia sequierana* у садржају калцијума (статистички значајна разлика) и цинка (врло значајна статистичка разлика)).

Табела 49. Анализа варијансе између концентрација метала у земљишту и биљним врстама на локалитету Дубовац

	<i>Alyssum alyssoides</i>		<i>Artemisia campestris</i>		<i>Chrysopogon gryllus</i>		<i>Cotinus coggygria</i>	
	F	p	F	p	F	p	F	p
Ca	8340.4	***	1698.9	***	77521.2	***	1235.8	***
Mg	44286.4	***	107804.4	***	835187.3	***	100918.5	***
Fe	268067.6	***	269091.9	***	269681.2	***	268798.3	***
Mn	46464.7	***	43515.8	***	35754.6	***	50653.7	***
Cu	7420.5	***	2316.2	***	9824.5	***	69.2	***
Zn	3633.6	***	4358.3	***	5404.8	***	1453.2	***
Ni	175513.8	***	375162.0	***	274565.4	***	454388.8	***
Pb	314692.0	***	369327.2	***	430427.7	***	274207.8	***
Cd	2840.9	***	1355.4	***	6020.1	***	5763.4	***
Co	119565.5	***	141358.3	***	151955.5	***	148230.8	***
Cr	177665.7	***	176243.6	***	161959.9	***	4118.7	***

	<i>Euphorbia cyparissias</i>		<i>Euphorbia sequierana</i>		<i>Potentilla cinerea</i>		<i>Sedum acre</i>	
	F	p	F	p	F	p	F	p
Ca	2799.3	***	2.5	0.15	4025.8	***	50810.8	***
Mg	33368.5	***	121698.0	***	18597.4	***	4337.6	***
Fe	265003.2	***	268688.4	***	255468.4	***	256547.8	***
Mn	37736.4	***	48051.6	***	10719.7	***	31829.8	***
Cu	4842.7	***	1782.5	***	3721.1	***	169.1	***
Zn	718.3	***	26.0	0.001	936.2	***	2587.2	***
Ni	74000.8	***	229091.2	***	178353.3	***	254087.2	***
Pb	85274.4	***	179890.3	***	32193.5	***	265879.6	***
Cd	3940.6	***	1963.9	***	1519.9	***	3507.0	***
Co	66637.7	***	120939.1	***	36481.7	***	61417.2	***
Cr	132027.8	***	50742.7	***	67587.4	***	7708.9	***

	<i>Stipa joannis</i>		<i>Teucrium chamaedrys</i>	
	F	p	F	p
Ca	15067.7	***	153.6	***
Mg	146232.2	***	42532.3	***
Fe	269104.0	***	266255.2	***
Mn	48082.2	***	30550.1	***
Cu	755.8	***	1044.0	***
Zn	5879.8	***	74.8	***
Ni	272570.9	***	28541.2	***
Pb	601377.5	***	109211.8	***
Cd	5328.7	***	4868.5	***
Co	139662.1	***	76546.7	***
Cr	95108.9	***	103629.3	***

p<0.05 – значајно; p< 0.01 – врло значајно; p< 0.001 – врло високо значајно (***)

Вредности корелационог коефицијента (Табела 50) између концентрација метала у земљишту и биљним врстама на локалитету Дубовац су указале на постојање врло јаке негативне корелације у садржају испитиваних метала у одабраним врстама овог локалитета у односу на њихов садржај у земљишту (осим код врсте *Euphorbia sequierana* код које је утврђена јака негативна корелациона веза у садржају цинка и статистички слаба позитивна корелациона веза у садржају калцијума). Врло јака позитивна корелација у садржају калцијума у односу на земљиште показана је код врста: *Alyssum alyssoides*, *Euphorbia cyparissias*, *Potentilla cinerea*, *Sedum acre* и *Teucrium chamaedrys*, у садржају бабра код врста: *Artemisia campestris* и *Stipa joannis*, као и у садржају цинка код врста: *Cotinus coggygria*, *Euphorbia cyparissias*, *Potentilla cinerea*, *Sedum acre*, *Stipa joannis* и *Teucrium chamaedrys*.

Табела 50. Вредности коефицијента корелације (r) између концентрација метала у земљишту и биљним врстама на локалитету Дубовац

Биљне врсте	Ca r	Mg r	Fe r	Mn r	Cu r	Zn r	Ni r	Pb r	Cd r	Co r	Cr r
<i>Alyssum alyssoides</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Artemisia campestris</i>	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Chrysopogon gryllus</i>	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Cotinus coggygria</i>	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.93	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	1.00
<i>Euphorbia cyparissias</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	0.99	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Euphorbia sequierana</i>	0.44	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.85	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Potentilla cinerea</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	0.99	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Sedum acre</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.97	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Stipa joannis</i>	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	0.99	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
<i>Teucrium chamaedrys</i>	0.97	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	0.94	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00

r – Pearson-ов коефицијент корелације (0-0.3: нема корелације; 0.3-0.5: слаба корелација; 0.5-0.7: значајна корелација; 0.7-0.9: јака корелација; 0.9-1.0: врло јака корелација)

На локалитету Дубовац код врсте *Potentilla cinerea* утврђен је висок садржај Fe, Mn, Pb и Co, а код врсте *Artemisia campestris* Cu и Cd. Код врсте *Cotinus coggygria* утврђена добра акумулација Zn и Cr, код врсте *Stipa joannis* акумулација Cu и Zn. Такође, показана је добра акумулација Cu код врсте *Artemisia campestris*; док су врсте: *Euphorbia cyparissias*, *Potentilla cinerea*, *Sedum acre* и *Teucrium chamaedrys* добро акумулирале Zn.

Резултати овог истраживања су показали да је садржај испитиваних метала у проучаваним биљкама зависио од природе метала, генетске способности биљне врсте да усвоји и акумулира метале из земљишта, и типа геолошке подлоге на коме се земљиште образовало. Такође, код појединих биљних врста је на одређеним геолошким подлогама и локалитетима утврђен велики садржај више метала. У прилог томе је и да су на серпентинском и песковитом земљишту бољу акумулацију метала показале врсте које су прилагођене таквом типу земљишта. На серпентинским земљиштима велики садржај више метала показале су облигатне или факултативне серпентинофите (*Alyssum markgrafii*, *Alyssum murale*, *Euphorbia glabriflora*, *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus*, *Sedum acre* и др.), а на песку псамофите (*Artemisia campestris*, *Potentilla cinerea*). На андезитној и кречњачкој подлози акумулацију више метала утврђен је код еколошки ширих биљних врста (*Teucrium chamaedrys*, *Sanguisorba minor*, *Chamaespartium sagittale*, *Euphorbia cyparissias* и др.).

Добијени резултати односа Ca/Mg у земљишту и проучаваним биљкама показују да је његова вредност зависила од биљне врсте и типа геолошке подлоге на коме је земљиште настало. Земљишта настала на серпентину се карактеришу малим садржајем Ca у односу на велики садржај Mg, али упркос тој чињеници врсте узорковане са серпентинских локалитета су показале и до пет пута више Ca у својим ткивима у односу на Mg. Треба нагласити да су углавном већу вредност односа Ca/Mg показале врсте које припадају категорији облигатних серпентинофита, што указује на њихову

еволутивну прилагођеност усвајања Са насупрот високим концентрацијама Mg у земљишту. Однос Са/Mg у земљишту насталом на другим проучаваним подлогама је углавном већи од јединице, а његова вредност у биљкама је варијала у зависности од биљне врсте и типа земљишта са које је врста узоркована. Биљке на кречњаком земљишту су показале највећи однос Са/Mg што је у сагласности са чињеницом да овај тип земљишта садржи велике количине лако доступног Са.

Генерално говорећи проучаване биљне врсте су показале добро усвајање и акумулацију Cu и Zn из земљишта независно од геолошке подлоге на којој се оно формирало. Акумулација других метала зависила је од генетске предиспозиције одређене биљне врсте да усваја и акумулира одређени метал и геолошке подлоге на коме је земљиште настало, а са којег су биљке узорковане. Тако су врсте рода *Alyssum* (*A. markgrafii* и *A. murale*) показале хиперакумулацију Ni и добру акумулацију Zn, а серпентинофитске врсте и врсте прилагођене на скелетна земљишта добру акумулацију Zn и Cu на земљиштима насталим на сепентинској геолошкој подлози. На земљишту формираном на андезиту одређене биљке су добро акумулирале поред Cu и Zn и друге метале попут Mn, Ni, Cr и Mg. На песковитим и кречњачким земљиштима биљке су углавном акумулирале Cu и Zn.

УПОРЕДНА АНАЛИЗА САДРЖАЈА МЕТАЛА У ПРОУЧАВАНИМ БИЉАКАМА

УПОРЕДНА АНАЛИЗА САДРЖАЈА МЕТАЛА У БИЉКАМА УЗОРКОВАНИМ СА ИСТОГ ЛОКАЛИТЕТА

Средње вредности концентрације испитиваних метала у врстама биљака узоркованим са истог локалитета приказане су на Графику 22. Упоредна статистичка анализа садржаја метала код биљака истог рода/фамилије и облигатних серпентинофита узоркованих са истог локалитета дата је за следеће биљне врсте:

- *Alyssum markgrafii*, *Alyssum montanum* и *Alyssum murale*, село Каменица; *Chamaespartium sagittale* и *Dorycnium pentaphyllum* subsp. *herbaceum*, село Каменица; *Stachys scardica* и *Stachys recta*, село Каменица; *Teucrium chamaedrys* и *Teucrium montanum*, село Каменица; *Stachys scardica*, *Stachys recta*, *Teucrium chamaedrys* и *Teucrium montanum*, село Каменица; *Potentilla argentea* и *Potentilla visianii*, село Каменица; *Potentilla argentea*, *Potentilla visianii* и *Sanguisorba minor*, село Каменица; *Chrysopogon gryllus* и *Melica ciliata*, село Каменица; *Alyssum markgrafii*, *Artemisia alba*, *Euphorbia glabriflora*, *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus*, *Potentilla visianii* и *Silene sendtneri*, село Каменица;

- *Alyssum markgrafii* и *Alyssum montanum*, Камењар; *Stachys scardica* и *Stachys recta*, Камењар; *Alyssum markgrafii*, *Artemisia alba*, *Cheilanthes maranthae*, *Euphorbia glabriflora* и *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus*, Камењар;

- *Alyssum markgrafii* и *Alyssum murale*, Брђанска клисура; *Stachys recta* и *Teucrium montanum*, Брђанска клисура; *Chrysopogon gryllus*, *Melica ciliata* и *Stipa pennata*, Брђанска клисура; *Alyssum markgrafii*, *Artemisia alba*, *Cheilanthes maranthae* и *Halacsya sendtneri*, Брђанска клисура;

- *Chrysopogon gryllus* и *Melica ciliata*, Котража; *Potentilla cinerea* и *Sanguisorba minor*, Котража;

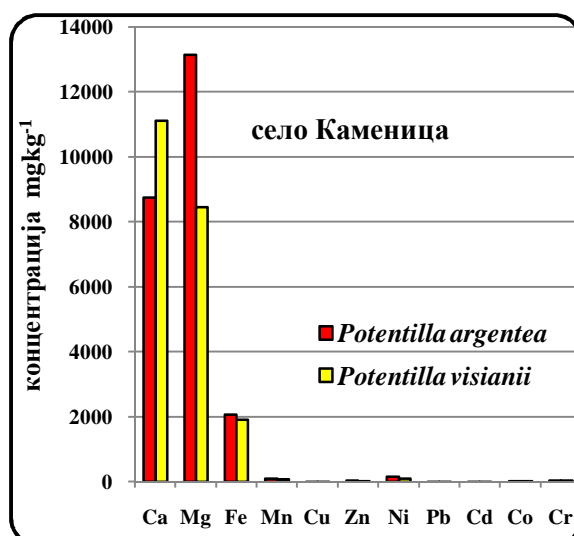
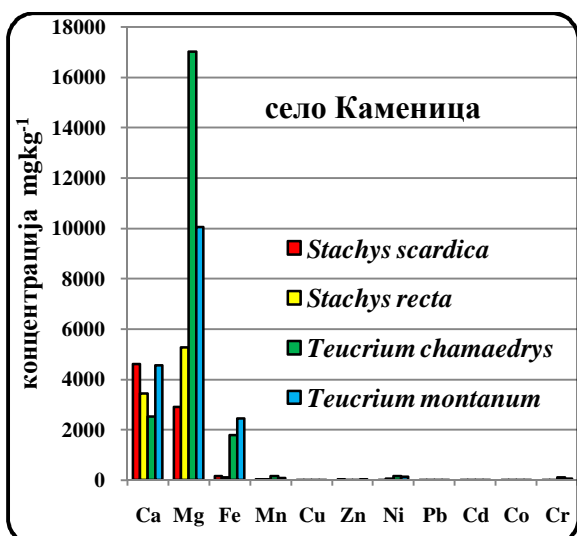
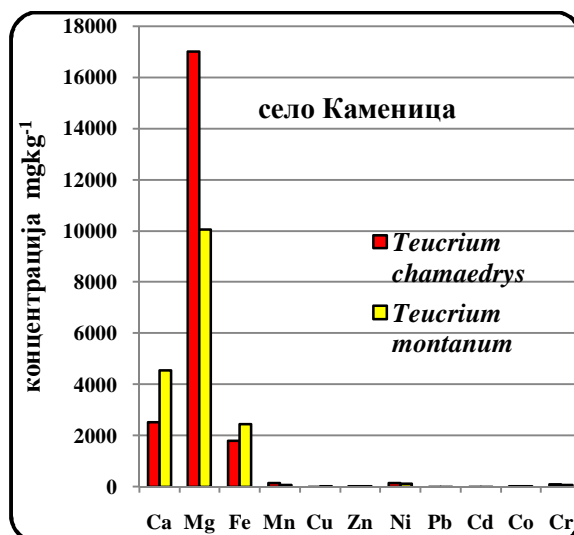
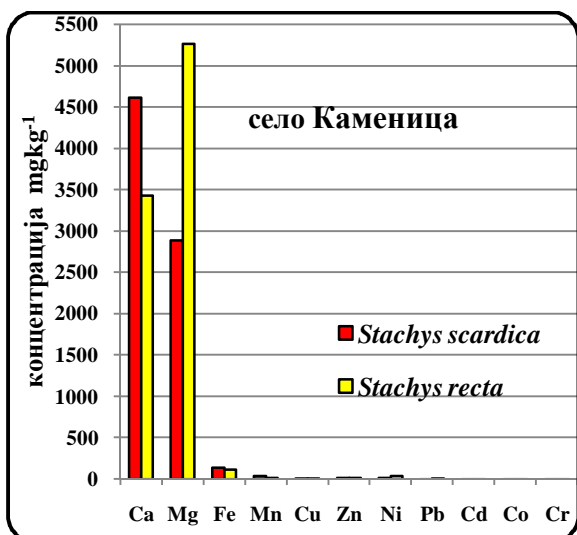
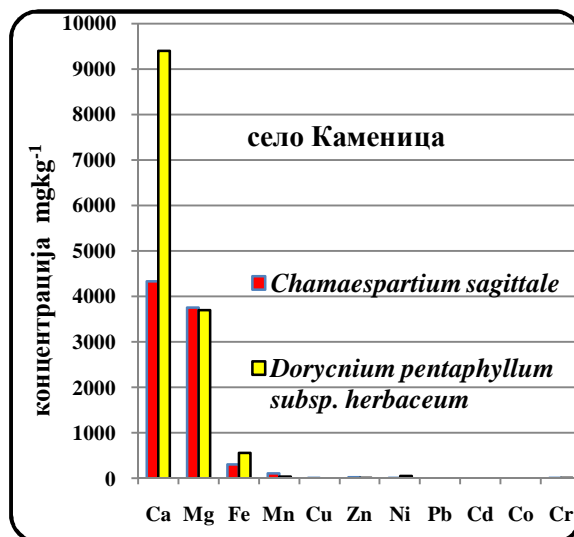
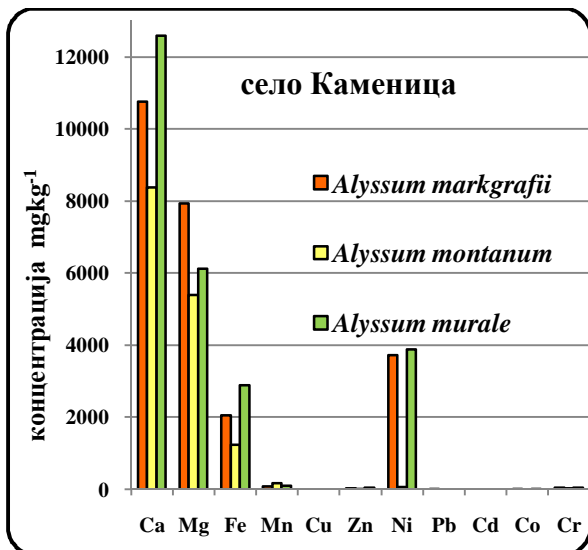
- *Helleborus odoratus* и *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus*, Ковионица; *Chrysopogon gryllus* и *Melica ciliata*, Ковионица; *Potentilla cinerea* и *Sanguisorba minor*, Ковионица;

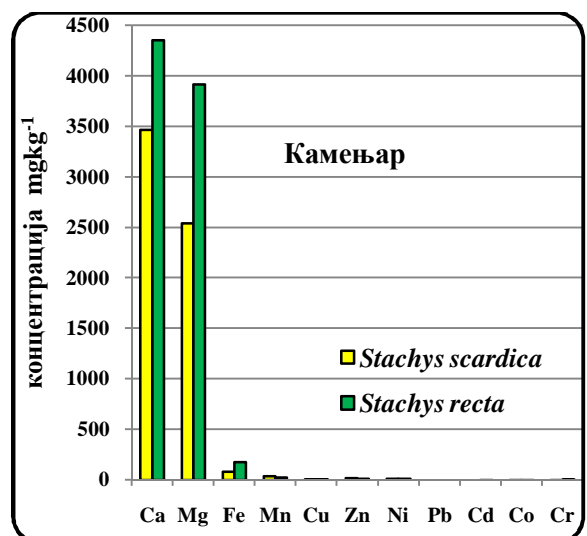
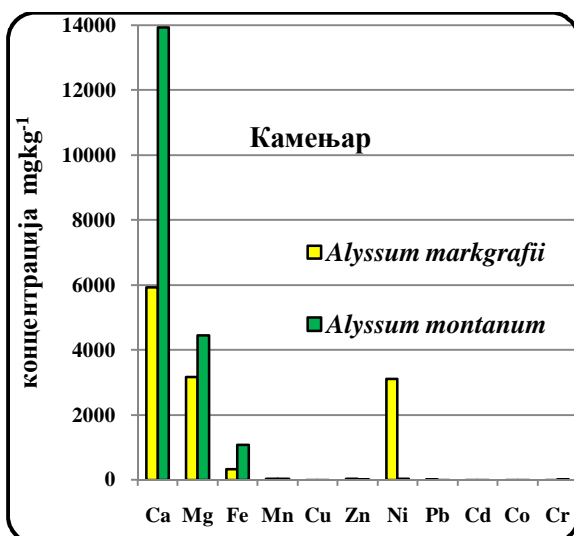
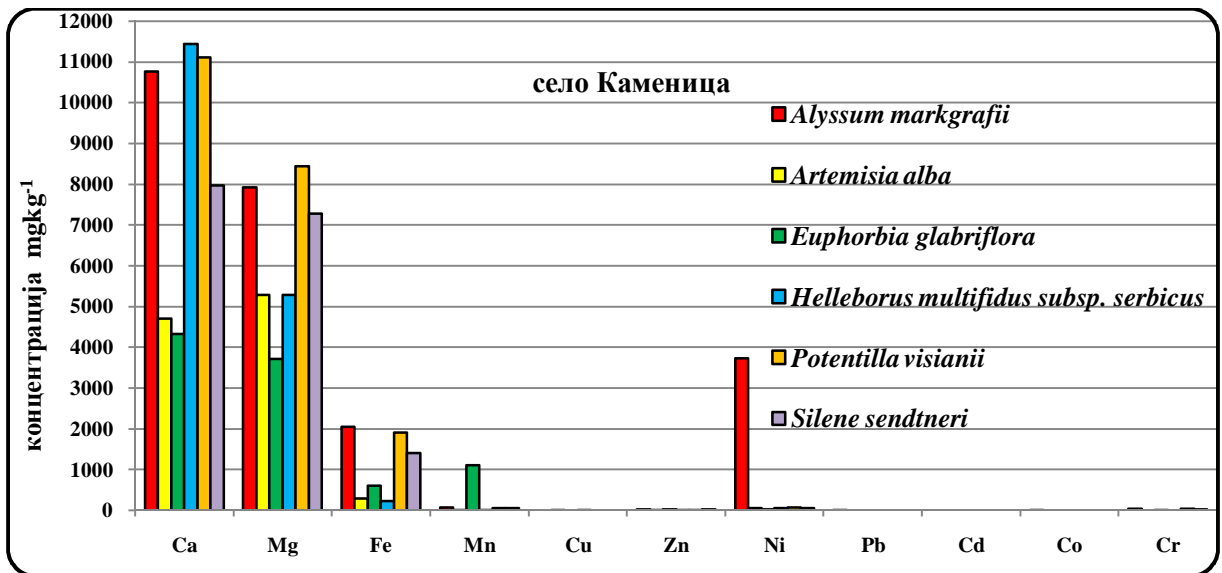
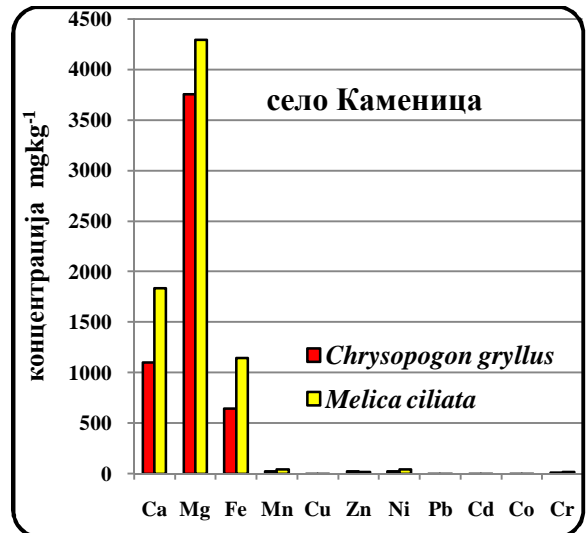
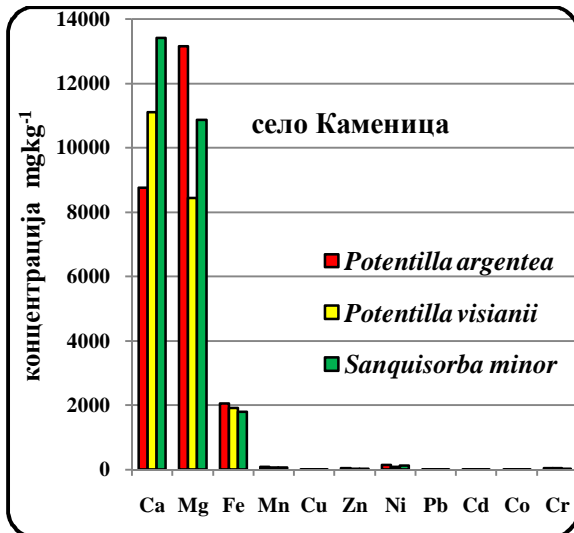
- *Euphorbia amygdaloides* и *Euphorbia cyparissias*, Вучјак; *Potentilla argentea* и *Sanguisorba minor*, Вучјак; *Stachys recta* и *Teucrium chamaedrys*, Вучјак;

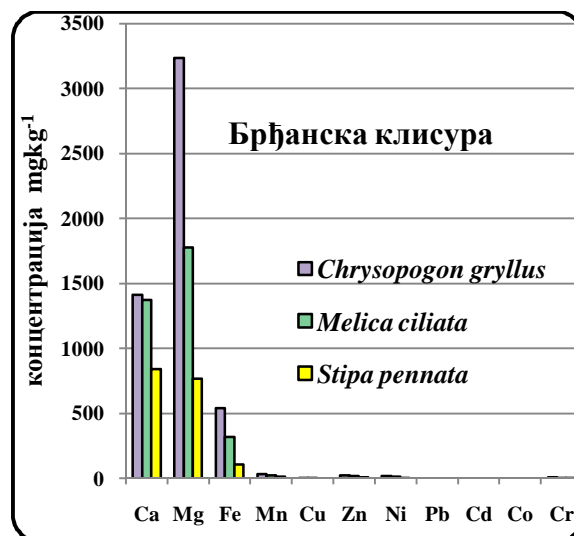
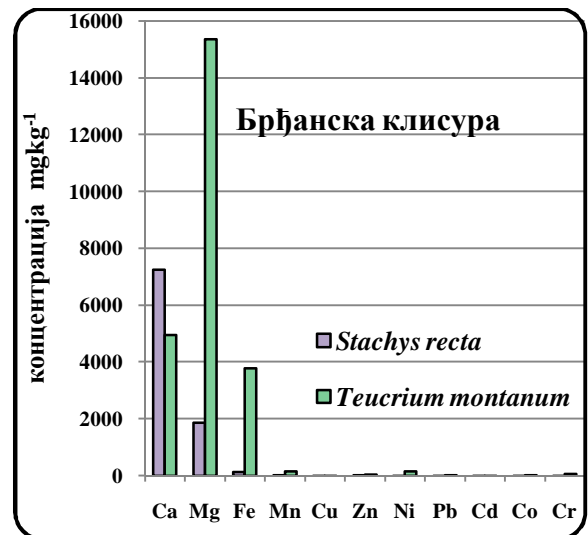
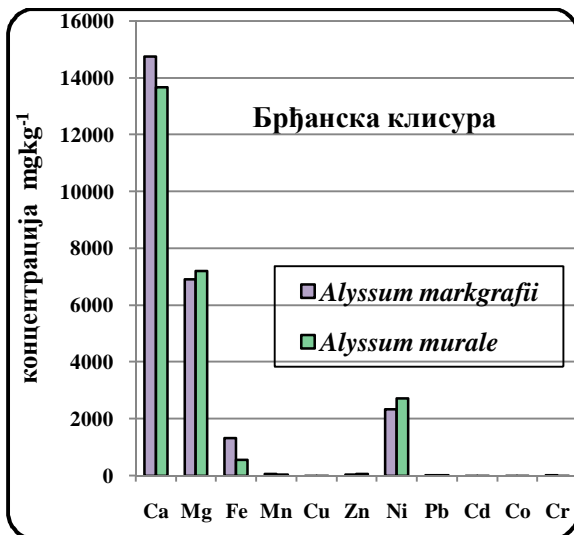
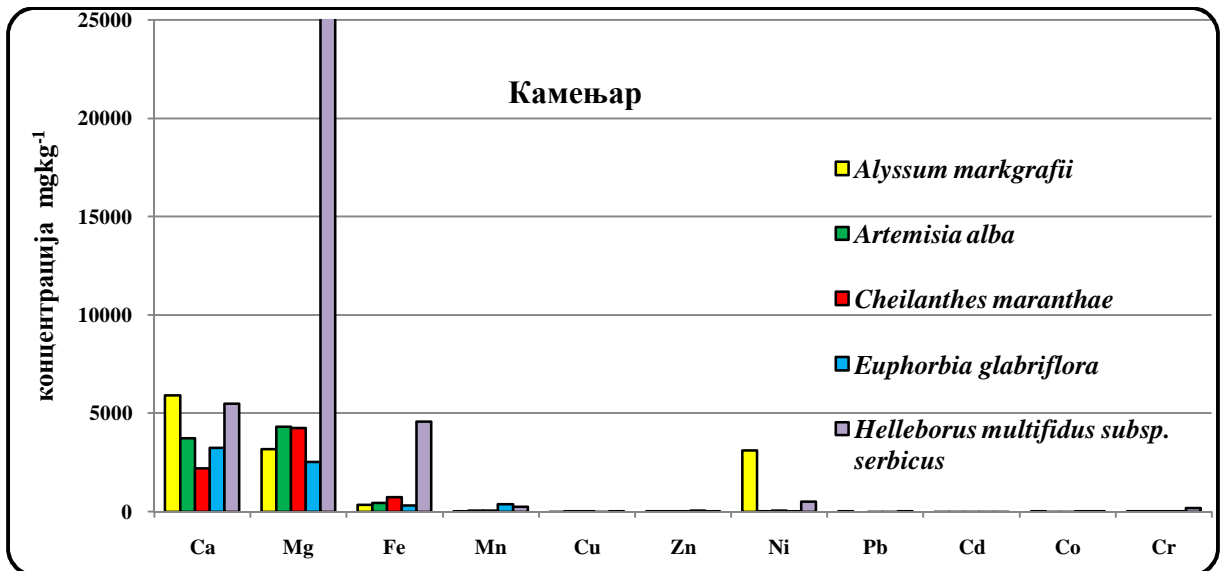
- *Potentilla cinerea* и *Sanguisorba minor*, Голо брдо; *Stachys recta* и *Teucrium chamaedrys*, Голо брдо;

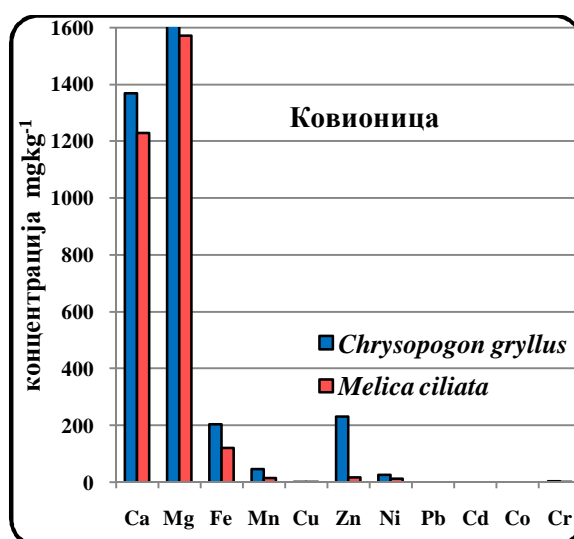
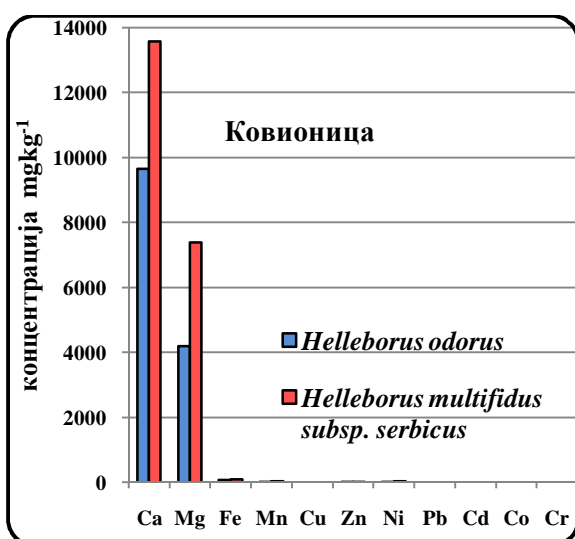
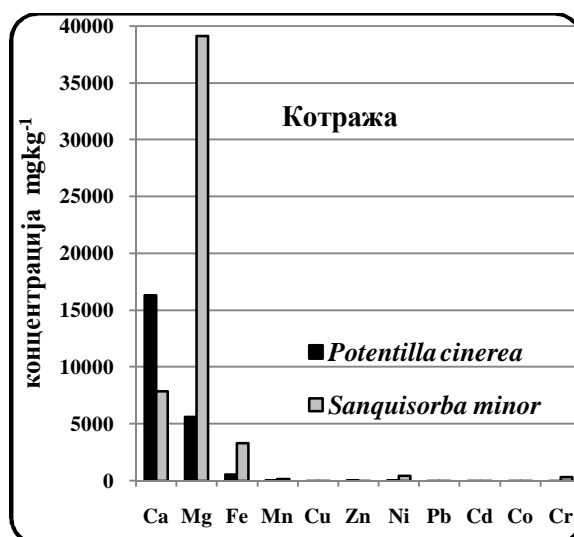
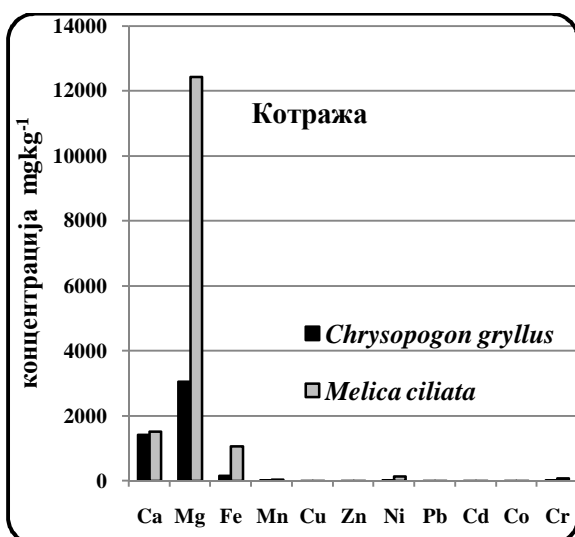
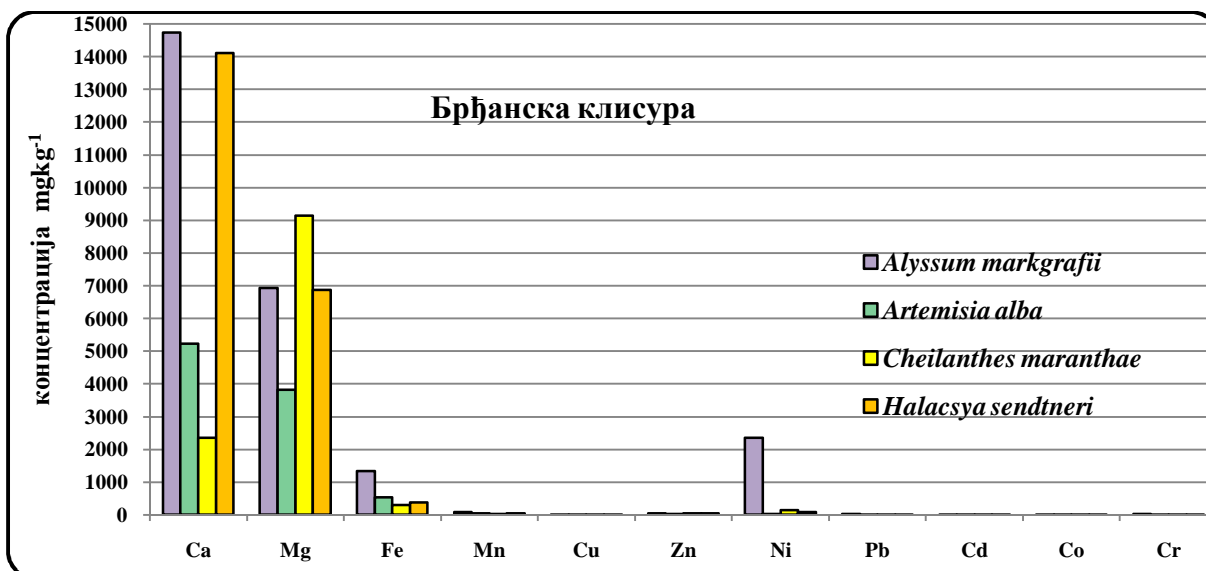
- *Euphorbia cyparissias* и *Euphorbia sequierana*, Дубовац; *Chrysopogon gryllus* и *Stipa joannis*, Дубовац.

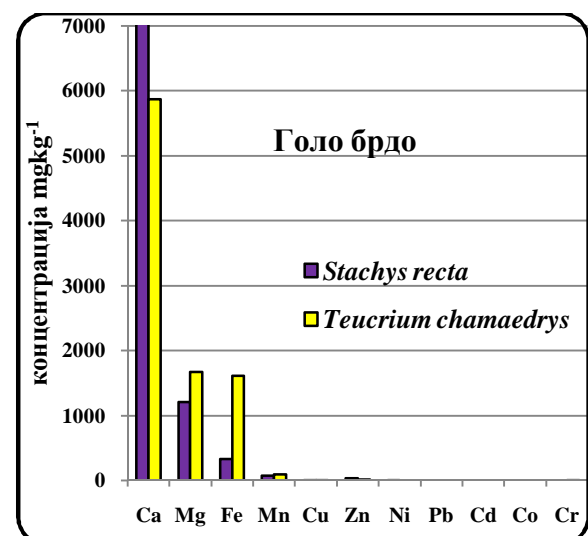
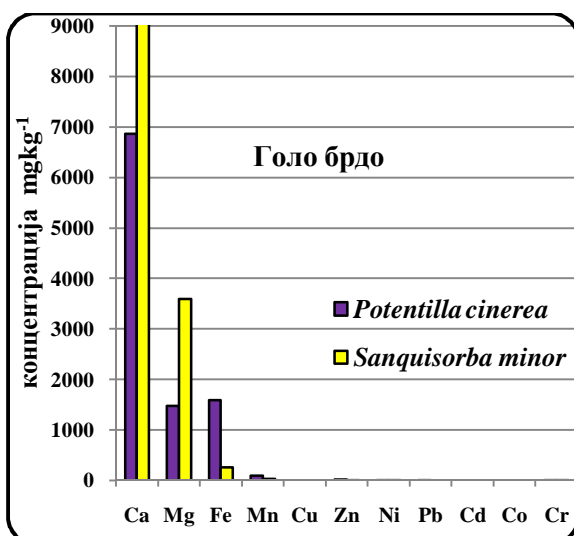
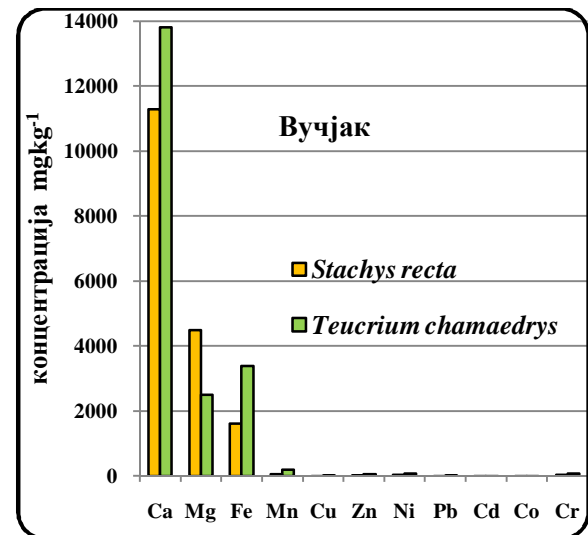
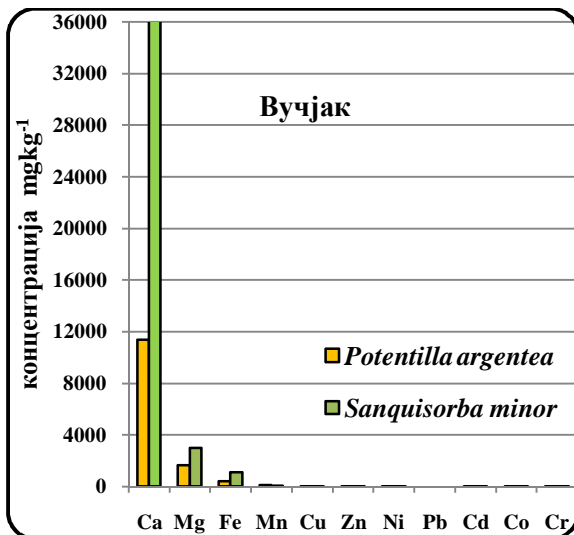
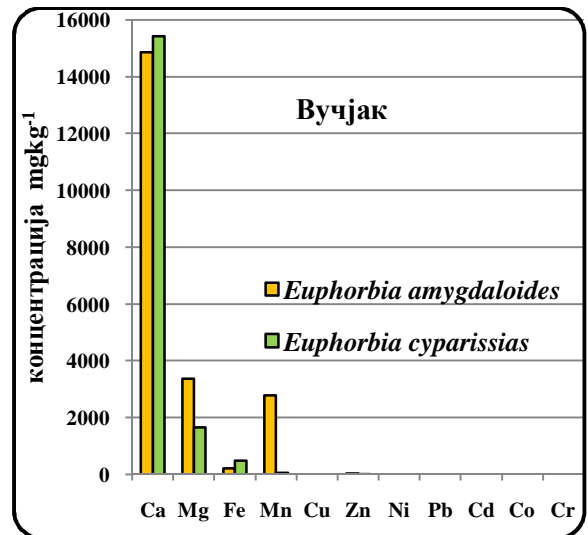
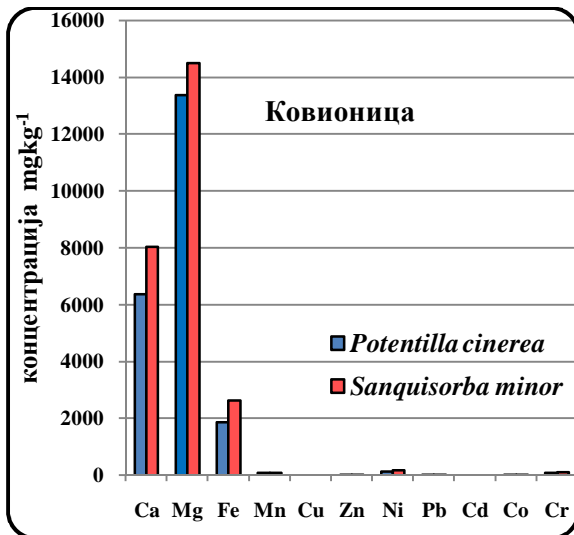
График 22. Концентрације испитиваних метала [mgkg⁻¹] у биљкама узоркованим са истог локалитета

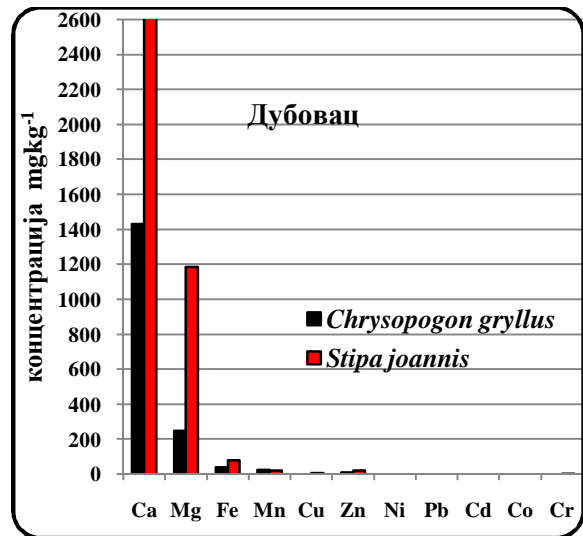
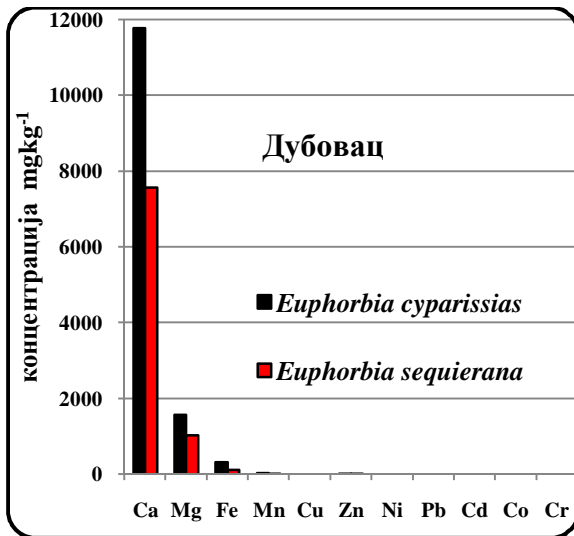












Резултати анализе варијансе између садржаја метала код биљака истог рода/фамилије и облигатних серпентинофита узоркованих са истог локалитета (Табела 51) су показали да постоји врло високо статистички значајна разлика у садржају метала код готово свих проучаваних врста биљака и свих испитиваних метала.

На локалитету село Каменица код врста *Potentilla argentea* и *Potentilla visianii*, као и код врста *Potentilla argentea*, *Potentilla visianii* и *Sanguisorba minor* није утврђена статистичка значајност у садржају Co. Код врста *Chrysopogon gryllus* и *Melica ciliata* на локалитету Котража показана је врло значајна статистичка разлика у садржају Ca. Такође, на локалитету Ковионица код врста *Potentilla cinerea* и *Sanguisorba minor* и на локалитету Дубовац код врста *Chrysopogon gryllus* и *Stipa joannis* није утврђена статистичка значајност у садржају Pb. Код врста *Stachys recta* и *Teucrium chamaedrys* на локалитету Голо брдо утврђена је значајна статистичка разлика у садржају Cu.

Табела 51. Анализа варијансе између концентрација метала у биљним врстама на истом локалитету

	<i>Alyssum markgrafii:</i> <i>Alyssum montanum:</i> <i>Alyssum murale:</i> село Каменица		<i>Chamaespartium</i> <i>sagittale:</i> <i>Dorycnium</i> <i>pentaphyllum</i> subsp. <i>herbaceum:</i> село Каменица		<i>Stachys scardica:</i> <i>Stachys recta:</i> село Каменица		<i>Teucrium</i> <i>chamaedrys:</i> <i>Teucrium montanum:</i> село Каменица	
	F	p	F	p	F	p	F	p
Ca	16677.6	***	77247.9	***	9910.83	***	35661.5	***
Mg	8535.9	***	42.4	***	20609.39	***	55582.3	***
Fe	3393.4	***	29831.1	***	1180.07	***	1414.9	***
Mn	16007.1	***	84405.1	***	10832.77	***	7521.3	***
Cu	3190.5	***	10677.4	***	184.61	***	1261.7	***
Zn	38665.6	***	140661.6	***	7335.84	***	146520.2	***
Ni	253744.5	***	34567.2	***	48466.61	***	9914.6	***
Pb	154333.0	***	16369.7	***	948.94	***	33.8	***
Cd	4329.5	***	2694.4	***	37.85	***	211.6	***
Co	18427.9	***	2962.9	***	3166.04	***	6263.9	***
Cr	2866.6	***	4397.3	***	734.51	***	5099.0	***

<i>Stachys scardica:</i>		<i>Potentilla argentea:</i>		<i>Potentilla argentea:</i>		<i>Chrysopogon gryllus:</i>		
<i>Stachys recta:</i>		<i>Potentilla visianii:</i>		<i>Potentilla visianii:</i>		<i>Melica ciliata:</i>		
<i>Teucrium chamaedrys:</i>		село Каменица		<i>Sanguisorba minor:</i>		село Каменица		
<i>Teucrium montanum:</i>				село Каменица				
село Каменица								
	F	p	F	p	F	p	F	p
Ca	15624.3	***	18871.2	***	12025.9	***	27073.12	***
Mg	135707.8	***	31280.7	***	9646.8	***	1626.78	***
Fe	18288.7	***	47.2	***	120.1	***	5055.76	***
Mn	20260.2	***	2881.1	***	3257.1	***	8777.64	***
Cu	384.7	***	2723.9	***	3329.6	***	945.33	***
Zn	18681.2	***	167325.4	***	140968.6	***	29229.57	***
Ni	165872.3	***	80604.0	***	28706.7	***	6491.57	***
Pb	753.8	***	2669.6	***	4436.0	***	6361.52	***
Cd	10005.9	***	3169.9	***	4451.9	***	133.64	***
Co	88709.6	***	4.6	0.058	3.4	0.059	14812.49	***
Cr	31687.2	***	234.7	***	8272.5	***	5513.14	***
<i>Alyssum markgrafii:</i>		<i>Alyssum markgrafii:</i>		<i>Stachys scardica:</i>		<i>Alyssum markgrafii:</i>		
<i>Artemisia alba:</i>		<i>Alyssum montanum:</i>		<i>Stachys recta:</i>		<i>Artemisia alba:</i>		
<i>Euphorbia glabriflora:</i>		Каменџар		Каменџар		<i>Cheilanthes</i>		
<i>Helleborus multifidus</i>						<i>maranthae:</i>		
subsp. <i>serbicus:</i>						<i>Euphorbia glabriflora:</i>		
<i>Potentilla visianii:</i>						<i>Helleborus multifidus</i>		
<i>Silene sendtneri:</i>						subsp. <i>serbicus:</i>		
село Каменица						Каменџар		
	F	p	F	p	F	p	F	p
Ca	29824.4	***	21015.19	***	1535.021	***	7417.7	***
Mg	9677.4	***	1666.22	***	4443.244	***	10227.6	***
Fe	8432.6	***	5567.54	***	8080.754	***	9280.2	***
Mn	135471.4	***	407.61	***	1191.259	***	8758.2	***
Cu	52817.7	***	268.95	***	142.338	***	6405.8	***
Zn	4273.4	***	1617.33	***	528.218	***	5803.9	***
Ni	383529.1	***	59655.16	***	1167.585	***	52460.8	***
Pb	119927.3	***	11015.51	***	-	-	27571.6	***
Cd	1826.5	***	334.37	***	282.647	***	21390.1	***
Co	199918.1	***	172.39	***	3627.293	***	93542.6	***
Cr	23744.3	***	11382.98	***	7640.949	***	113678.5	***
<i>Alyssum markgrafii:</i>		<i>Stachys recta:</i>		<i>Chrysopogon gryllus:</i>		<i>Alyssum markgrafii:</i>		
<i>Alyssum murale:</i>		<i>Teucrium montanum:</i>		<i>Melica ciliata:</i>		<i>Artemisia alba:</i>		
Брђанска клисура		Брђанска клисура		Брђанска клисура		<i>Cheilanthes</i>		
						<i>maranthae:</i>		
						<i>Halacuya sendtneri:</i>		
						Брђанска клисура		
	F	p	F	p	F	p	F	p
Ca	1839.21	***	18738.4	***	5879.6	***	284040.3	***
Mg	751.00	***	382347.9	***	48360.6	***	49064.8	***
Fe	18243.24	***	160559.0	***	14674.4	***	17654.4	***
Mn	8704.96	***	160319.5	***	13683.9	***	6542.4	***
Cu	4554.30	***	34947.4	***	5803.1	***	5001.5	***
Zn	39255.01	***	1763.1	***	91556.8	***	9854.4	***
Ni	561.77	***	130147.1	***	384446.9	***	146443.1	***
Pb	3155.13	***	28182.7	***	1170.7	***	43480.0	***
Cd	44.18	***	12356.8	***	540.7	***	93.2	***
Co	23865.15	***	132126.0	***	23994.0	***	221988.5	***
Cr	40395.57	***	328075.3	***	31121.9	***	46215.7	***
<i>Chrysopogon gryllus:</i>		<i>Potentilla cinerea:</i>		<i>Helleborus odorus:</i>		<i>Chrysopogon gryllus:</i>		
<i>Melica ciliata:</i>		<i>Sanguisorba minor:</i>		<i>Helleborus multifidus</i>		<i>Melica ciliata:</i>		
Котража		Котража		subsp. <i>serbicus:</i>		Ковионица		
				Ковионица				
	F	p	F	p	F	p	F	p
Ca	17.50	0.002	11365.5	***	10144.42	***	263.0	***
Mg	27678.91	***	107054.5	***	4122.91	***	34.0	***

Fe	19787.81	***	39638.4	***	344.07	***	26506.7	***
Mn	13403.14	***	65452.2	***	1532.83	***	5071.3	***
Cu	75.18	***	18985.0	***	4378.47	***	397.6	***
Zn	1565.38	***	19193.1	***	287.98	***	34257.2	***
Ni	17200.42	***	135874.7	***	2302.52	***	286190.2	***
Pb	5063.82	***	46182.3	***	63.04	***	36.7	***
Cd	1676.15	***	4122.6	***	64.00	***	169.9	***
Co	11302.10	***	248615.9	***	289.00	***	3628.8	***
Cr	33634.92	***	16863.4	***	1171.39	***	16133.1	***

	<i>Potentilla cinerea:</i> <i>Sanguisorba minor:</i> Ковионица		<i>Euphorbia amygdaloides:</i> <i>Euphorbia cyparissias:</i> Вучјак		<i>Potentilla argentea:</i> <i>Sanguisorba minor:</i> Вучјак		<i>Stachys recta:</i> <i>Teucrium chamaedrys:</i> Вучјак	
	F	p	F	p	F	p	F	p
Ca	1080.578	***	220.05	***	52581.79	***	600.2	***
Mg	308.367	***	10812.46	***	10173.43	***	3137.4	***
Fe	1670.766	***	3687.44	***	5197.15	***	6439.0	***
Mn	24.169	***	3235.57	***	194.69	***	14970.8	***
Cu	2774.433	***	37.34	***	1077.60	***	15608.7	***
Zn	8758.394	***	1511.29	***	11297.41	***	173247.5	***
Ni	2411.777	***	25.64	***	4201.21	***	11066.6	***
Pb	0.760	0.404	-	-	-	-	57938.7	***
Cd	110.403	***	1695.56	***	1202.73	***	6210.0	***
Co	9138.941	***	38.57	***	1274.73	***	23785.1	***
Cr	7816.465	***	231.10	***	11918.28	***	59727.5	***

	<i>Potentilla cinerea:</i> <i>Sanguisorba minor:</i> Голо брдо		<i>Stachys recta:</i> <i>Teucrium chamaedrys:</i> Голо брдо		<i>Euphorbia cyparissias:</i> <i>Euphorbia sequierana:</i> Дубовац		<i>Chrysopogon gryllus:</i> <i>Stipa joannis:</i> Дубовац	
	F	p	F	p	F	p	F	p
Ca	8017.51	***	2692.6	***	2214.60	***	840.10	***
Mg	26077.62	***	1155.0	***	978.94	***	13854.81	***
Fe	14661.27	***	187461.1	***	2224.25	***	2491.15	***
Mn	6930.05	***	657.7	***	1560.54	***	94.57	***
Cu	1018.94	***	7.2	0.023	2521.45	***	19765.87	***
Zn	6203.34	***	5936.6	***	499.30	***	15518.10	***
Ni	2496.16	***	12712.5	***	8958.95	***	553.54	***
Pb	9078.16	***	16643.8	***	136.61	***	0.04	0.855
Cd	13748.96	***	2162.4	***	640.00	***	40.00	***
Co	11038.05	***	43552.9	***	14019.18	***	178.83	***
Cr	51286.67	***	46790.2	***	18862.43	***	7803.71	***

p > 0.05 – није значајно; p < 0.05 – значајно; p < 0.01 – високо значајно; p < 0.001 – врло високо значајно (***)

Вредности корелационог коефицијента за врсте рода *Alyssum* узоркованим на локалитету село Каменица показују: да не постоји корелација у садржају Mn, Ni, Co и Cr; да постоји слаба позитивна корелација у садржају Ca; значајна позитивна корелација у садржају Fe и Zn; јака позитивна корелација у садржају Cd и врло јака позитивна корелација у садржају Cu, као и јака негативна корелација у садржају Pb и значајна негативна корелација у садржају Mg између врста овог рода (Табела 52).

На локалитету село Каменица код врста *Chamaespartium sagittale* и *Dorycnium pentaphyllum* subsp. *herbaceum*; *Stachys scardica* и *Stachys recta*; *Teucrium chamaedrys* и *Teucrium montanum*; *Potentilla argentea* и *Potentilla visianii*, и *Chrysopogon gryllus* и *Melica ciliata* углавном постоји врло јака позитивна или негативна корелација у садржају испитиваних метала. Изузетак су неке врсте код којих су утврђене јаке корелације и то: *Chamaespartium sagittale* и *Dorycnium pentaphyllum* subsp. *herbaceum* у садржају Mg (јака позитивна корелација); *Teucrium chamaedrys* и *Teucrium montanum* у садржају Pb (јака позитивна корелација); *Potentilla argentea* и *Potentilla visianii* у садржају Co (значајна позитивна корелација), као и *Stachys scardica* и *Stachys recta* у садржају Cd (јака негативна корелација).

Представници фамилије Lamiaceae (родови *Stachys* и *Teucrium*) на овом локалитету су показале јаку негативну статистички значајну корелацију једино у садржају Pb.

Код врста из фамилије Rosaceae (родови *Potentilla* и *Sanguisorba*) на локалитету село Каменица утврђена је: врло јака позитивна корелација у садржају Mg и Ni; јака позитивна корелација у садржају Cu и Zn; значајна позитивна корелација у садржају Fe, Mn, Cd и Co; значајна негативна корелација у садржају Ca и Pb, и као и не постојање корелације у садржају Cr.

Облигатни серпентинофити (*Alyssum markgrafii*, *Artemisia alba*, *Euphorbia glabriflora*, *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus*, *Potentilla visianii* и *Silene sendtneri*) на локалитету село Каменица не показују статистички значајну корелацију у садржају Ca, Mn, Zn, Ni и Pb; али је код њих утврђена јака негативна корелација у садржају Mg, Fe, и Cr; негативна значајна корелација у садржају Cd и Co, као и јака позитивна корелација у садржају Cu.

Код врста рода *Alyssum* и *Stachys* узоркованим на локалитету **Камењар** утврђена је статистички врло јака корелација у садржају свих испитиваних метала.

Облигатни серпентинофити (*Alyssum markgrafii*, *Artemisia alba*, *Cheilanthes maranthae*, *Euphorbia glabriflora* и *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus*) на локалитету Камењар не показују статистички значајну корелацију у садржају Ca и Cu. Такође, код ових врста је показана јака позитивна корелација у садржају Fe, Mn, Co и Cr; значајна позитивна корелација у садржају Mg и Cd; слаба позитивна корелација у садржају Pb, као и значајна негативна корелација у садржају Ni и слаба негативна у садржају Zn.

На локалитету **Брђанска клисура** код врста рода *Alyssum*, као и код представника фамилије Lamiaceae (родови *Stachys* и *Teucrium*) и Rosaceae (родови *Chrysopogon*, *Melica* и *Stipa*) показана је статистички врло јака корелација у садржају испитиваних метала (осим *Alyssum markgrafii* и *Alyssum murale* у садржају Cd (јака позитивна корелација), и *Chrysopogon gryllus*, *Melica ciliata* и *Stipa pennata* у садржају Ca (јака негативна корелација)).

Облигатни серпентинофити (*Alyssum markgrafii*, *Artemisia alba*, *Cheilanthes maranthae* и *Halacsya sendtneri*) на локалитету Брђанска клисура не показују статистички значајну корелацију у садржају и Cd; али је код њих утврђена статистички врло јака негативна корелација у садржају Zn; јака негативна корелација у садржају Ca, Ni, Pb, Co и Cr; негативна значајна корелација у садржају Fe и Mn; слаба негативна корелација у садржају Mg, као и слаба позитивна корелација у садржају Cu.

Представници фамилије Rosaceae (родови *Potentilla* и *Sanguisorba*) и Rosaceae (родови *Chrysopogon* и *Melica*) на локалитету **Котража** показали су статистички врло јаку негативну корелација у садржају испитиваних метала (осим *Chrysopogon gryllus* и *Melica ciliata* у садржају Ca (јака позитивна корелација)).

На локалитету **Ковионица** код врста рода *Helleborus*, као и код представника фамилије Rosaceae (родови *Potentilla* и *Sanguisorba*) и Rosaceae (родови *Chrysopogon* и *Melica*) утврђена је статистички врло јаку корелацију у садржају испитиваних метала (осим *Chrysopogon gryllus* и *Melica ciliata* у садржају Mg и Pb (јака негативна корелација), као и *Potentilla cinerea* и *Sanguisorba minor* у садржају Mn (јака позитивна корелација) и Pb (нема корелације)).

Врсте рода *Euphorbia* на локалитету **Вучјак** показале су статистички јаку позитивну корелацију у садржају Cu и Ni, и јаку негативну у корелацију у садржају Co, док је статистички врло јака корелација утврђена за садржај осталих испитиваних метала код ових врста.

Такође, представници фамилије Rosaceae (родови *Potentilla* и *Sanguisorba*) и Lamiaceae (родови *Stachys* и *Teucrium*) на локалитету **Вучјак и Голо брдо** показали су статистички врло јаку корелацију у садржају испитиваних метала. Осим код врста

Stachys recta и *Teucrium chamaedrys* у садржају *Cu* на локалитету Голо брдо, где је корелација у усвајању овог елемента негативно значајна.

На локалитету **Дубовац** врсте рода *Euphorbia* и фамилије *Roaceae* (родови *Chrysopogon* и *Stipa*) показали су статистички врло јаку корелацију у садржају испитиваних метала (осим *Chrysopogon gryllus* и *Stipa joannis* у садржају *Pb* (нема корелације) и *Cd* (јака позитивна корелација)).

Табела 52. Вредности коефицијента корелације (*r*) између концентрација метала у биљним врстама на истом локалитету

Биљне врсте	Ca r	Mg r	Fe r	Mn r	Cu r	Zn r	Ni r	Pb r	Cd r	Co r	Cr r
<i>Alyssum markgrafii:</i> <i>Alyssum montanum:</i> <i>Alyssum murale:</i> село Каменица	0.43	-0.70	0.51	0.28	0.95	0.67	0.03	-0.82	0.80	0.06	0.14
<i>Chamaespartium sagittale:</i> <i>Dorycnium pentaphyllum</i> subsp. <i>herbaceum:</i> село Каменица	-1.00	0.90	-1.00	1.00	1.00	1.00	-1.00	1.00	1.00	-1.00	-1.00
<i>Stachys scardica:</i> <i>Stachys recta:</i> село Каменица	1.00	-1.00	1.00	1.00	0.97	1.00	-1.00	-0.99	-0.89	1.00	0.99
<i>Teucrium chamaedrys:</i> <i>Teucrium montanum:</i> село Каменица	-1.00	1.00	-1.00	1.00	-1.00	-1.00	1.00	0.88	-0.98	1.00	1.00
<i>Stachys scardica:</i> <i>Stachys recta:</i> <i>Teucrium chamaedrys:</i> <i>Teucrium</i> <i>montanum:</i> село Каменица	0.19	-0.00	-0.06	0.28	0.25	0.19	-0.11	-0.86	-0.06	0.08	0.11
<i>Potentilla argentea:</i> <i>Potentilla visianii:</i> село Каменица	-1.00	1.00	0.91	1.00	1.00	1.00	1.00	-1.00	1.00	0.56	-0.98
<i>Potentilla argentea:</i> <i>Potentilla</i> <i>visianii:</i> <i>Sanguisorba minor:</i> село Каменица	-0.50	1.00	0.52	0.64	0.74	0.78	0.97	-0.57	0.60	0.56	-0.14
<i>Chrysopogon gryllus:</i> <i>Melica ciliata</i> село Каменица	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	0.99	1.00	-1.00	-1.00	-0.96	-1.00	-1.00
<i>Alyssum markgrafii:</i> <i>Artemisia alba:</i> <i>Euphorbia</i> <i>glabriflora:</i> <i>Helleborus multifidus</i> subsp. <i>serbicus:</i> <i>Potentilla visianii:</i> <i>Silene sendtneri:</i> село Каменица	-0.24	-0.75	-0.87	0.08	0.71	-0.14	-0.14	-0.18	-0.64	-0.53	-0.80
<i>Alyssum markgrafii:</i> <i>Alyssum montanum:</i> Камењар	1.00	1.00	1.00	0.99	-0.98	-1.00	-1.00	-1.00	-0.99	-0.97	1.00
<i>Stachys scardica:</i> <i>Stachys recta:</i> Камењар	-1.00	-1.00	-1.00	1.00	-0.97	0.99	-1.00	-	-0.98	-1.00	-1.00
<i>Alyssum markgrafii:</i> <i>Artemisia alba:</i> <i>Cheilanthes</i> <i>maranthae:</i> <i>Euphorbia glabriflora:</i> <i>Helleborus multifidus</i> subsp. <i>serbicus:</i> Камењар	-0.14	0.69	0.71	0.76	-0.10	-0.45	-0.62	0.30	0.60	0.71	0.71
<i>Alyssum markgrafii:</i> <i>Alyssum murale:</i> Брђанска клисура	-1.00	0.99	-1.00	-1.00	1.00	1.00	0.99	1.00	0.90	-1.00	-1.00
<i>Stachys recta:</i> <i>Teucrium montanum:</i> Брђанска клисура	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00

<i>Chrysopogon gryllus:</i>											
<i>Melica ciliata:</i>	-0.89	-0.99	-1.00	-1.00	-1.00	-0.96	-0.98	-0.99	-0.98	-1.00	-0.99
<i>Stipa pennata:</i>											
Брђанска клисура											
<i>Alyssum markgrafii:</i>											
<i>Artemisia alba:</i>											
<i>Cheilanthes maranthae:</i>	-0.83	-0.42	-0.67	-0.60	0.33	-0.93	-0.79	-0.79	-0.29	-0.71	-0.71
<i>Halacsya sendtneri:</i>											
Брђанска клисура											
<i>Chrysopogon gryllus:</i>											
<i>Melica ciliata:</i>	0.80	1.00	1.00	1.00	-0.94	-1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Котража											
<i>Potentilla cinerea:</i>											
<i>Sanguisorba minor:</i>	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	1.00	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
Котража											
<i>Helleborus odorus:</i>											
<i>Helleborus multifidus</i> subsp. <i>serbicus:</i>	1.00	1.00	0.99	1.00	1.00	0.98	1.00	-0.93	-0.93	0.98	1.00
Ковионица											
<i>Chrysopogon gryllus:</i>											
<i>Melica ciliata:</i>	-0.98	-0.88	-1.00	-1.00	-0.99	-1.00	-1.00	-0.89	-0.97	-1.00	-1.00
Ковионица											
<i>Potentilla cinerea:</i>											
<i>Sanguisorba minor:</i>	1.00	0.98	1.00	0.84	1.00	-1.00	1.00	0.27	0.96	1.00	1.00
Ковионица											
<i>Euphorbia amygdaloides,</i> <i>Euphorbia cyparissias:</i>	-0.98	1.00	-1.00	1.00	0.89	1.00	0.85	-	1.00	-0.89	0.98
Вучјак											
<i>Potentilla argente:</i>											
<i>Sanguisorba minor:</i>	1.00	1.00	1.00	-0.98	-1.00	-1.00	1.00	-	1.00	1.00	1.00
Вучјак											
<i>Stachys recta:</i>											
<i>Teucrium chamaedrys:</i>	0.99	-1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Вучјак											
<i>Potentilla cinerea:</i>											
<i>Sanguisorba minor:</i>	1.00	1.00	-1.00	-1.00	1.00	-1.00	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	1.00
Голо брдо											
<i>Stachys recta:</i>											
<i>Teucrium chamaedrys:</i>	1.00	-1.00	-1.00	-0.99	-0.65	1.00	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
Голо брдо											
<i>Euphorbia cyparissias:</i>											
<i>Euphorbia sequierana:</i>	1.00	0.99	1.00	1.00	-1.00	0.99	1.00	0.97	-0.99	1.00	-1.00
Дубовац											
<i>Chrysopogon gryllus:</i>											
<i>Stipa joannis:</i>	0.99	1.00	1.00	-0.95	1.00	1.00	0.99	0.06	0.89	0.97	1.00
Дубовац											

r – Pearson-ов коефицијент корелације (0-0.3: нема корелације; 0.3-0.5: слаба корелација; 0.5-0.7: значајна корелација; 0.7-0.9: јака корелација; 0.9-1.0: врло јака корелација)

Резултати ове студије указују да су поједине биљне врсте, као и врсте истог рода на истим локалитетима акумулирале одређене елементе у различитим концентрацијама. Акумулација испитиваних метала код врста узоркованих на истим локалитетима зависила је од типа геолошке подлоге на коме су земљишта настала, природе метала и генетске специфичности биљне врсте да метал усвоји и акумулира. Такође, поједине проучаване врсте су се адаптирале на специфичне услове животне средине и могу послужити у индикацији њеног стања. Ову констатацију поткрепљују и резултати који говоре да су облигатни серпентинофили из специфичног земљишта насталог на серпентинској геолошкој подлози усвајале и акумулирале оне метале (попут Fe, Ni, Cr, Co, и понекад Mn и/или Cu) који су за њега карактеристични. Све ово говори да је серпентинска геолошка подлога имала велики утицај на акумулацију метала у биљкама. Такође, земљишта настала на кречњаку, андезиту и песку као геолошкој подлози у мањој су мери утицала на садржај испитиваних метала у проучаваним биљкама.

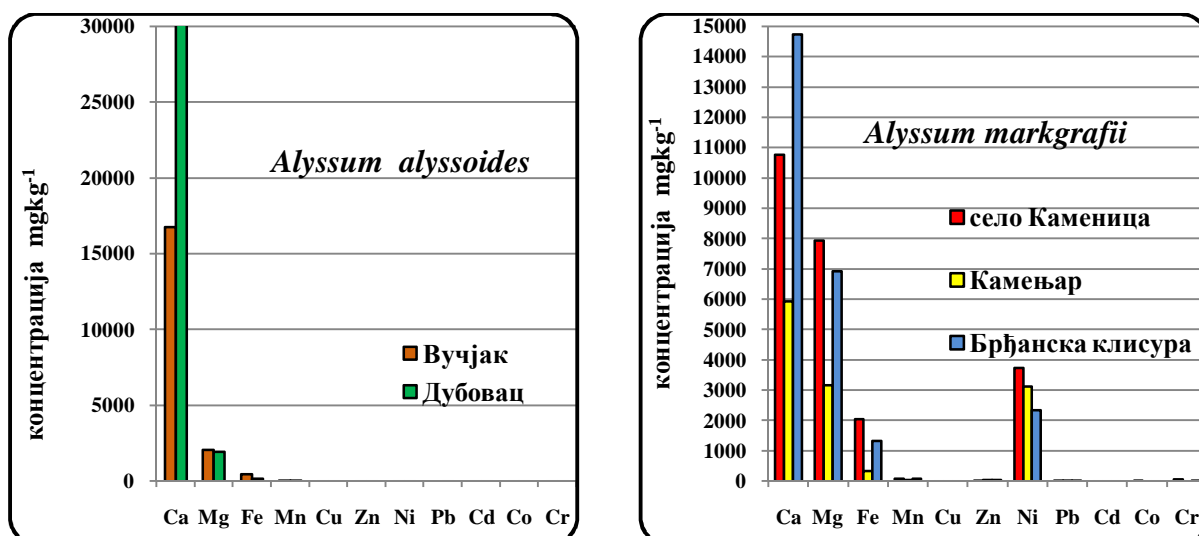
УПОРЕДНА АНАЛИЗА САДРЖАЈА МЕТАЛА У БИЉНОЈ ВРСТИ УЗОРКОВАНОЈ СА РАЗЛИЧИТИМ ЛОКАЛИТЕТИМА

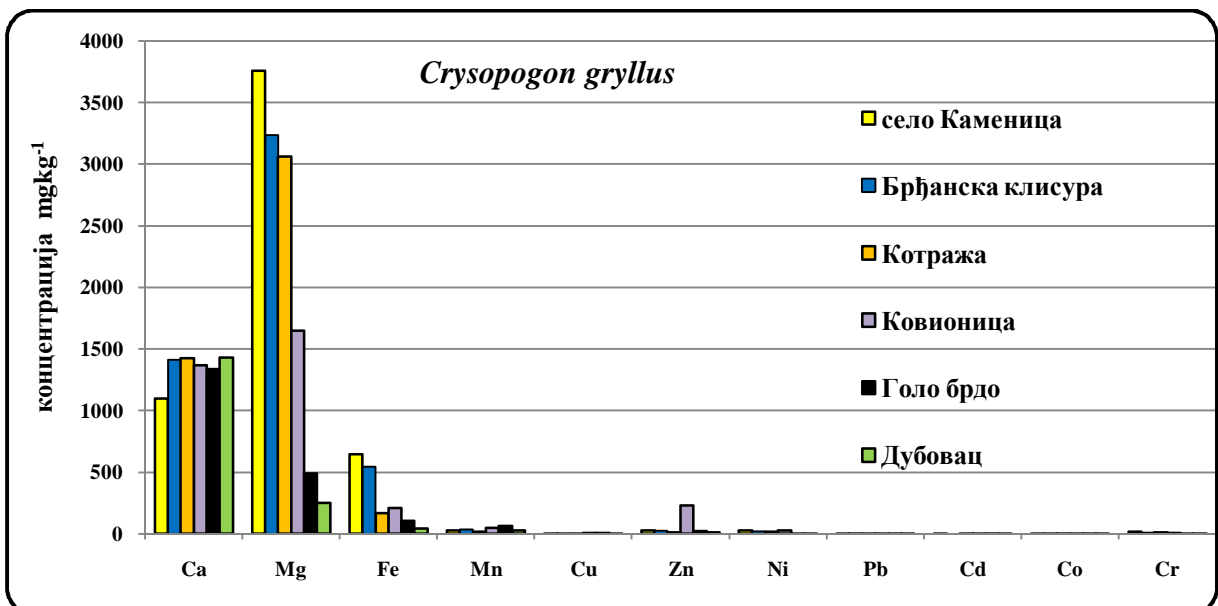
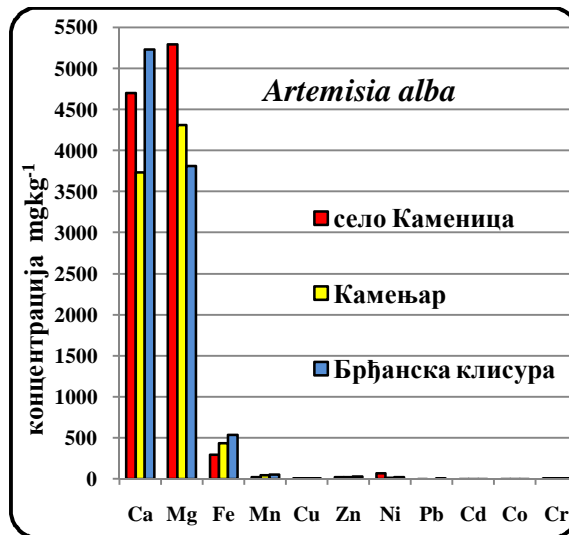
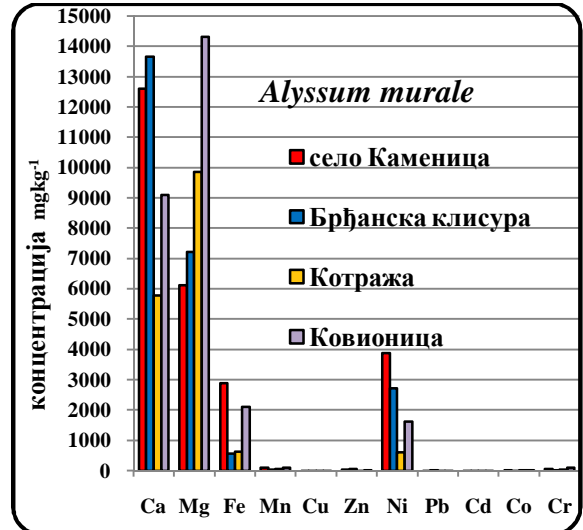
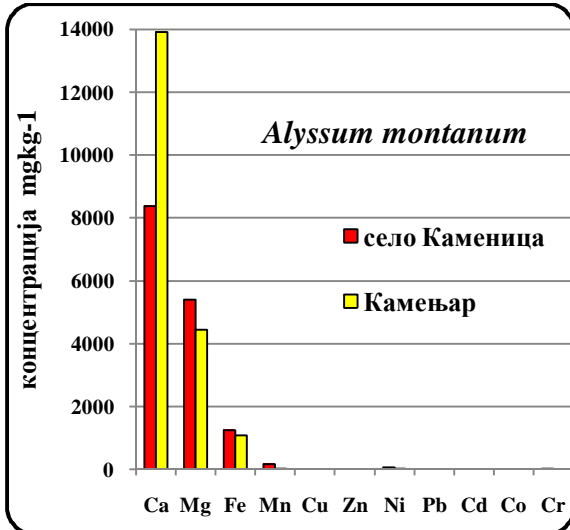
Средње вредности концентрације испитиваних метала у биљној врсти узоркованој на различитим локалитетима приказане су на графику 23.

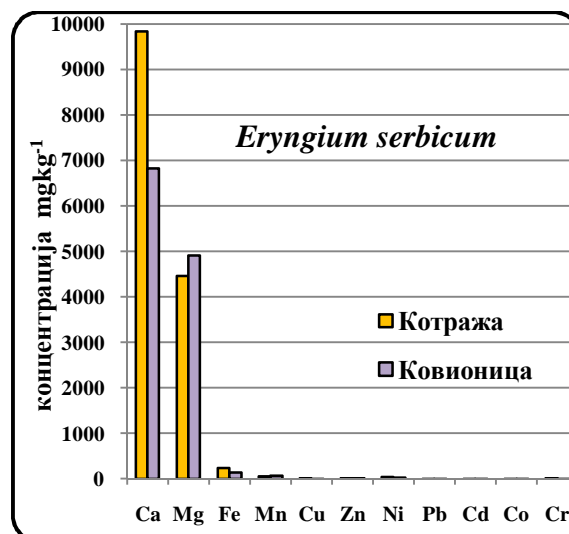
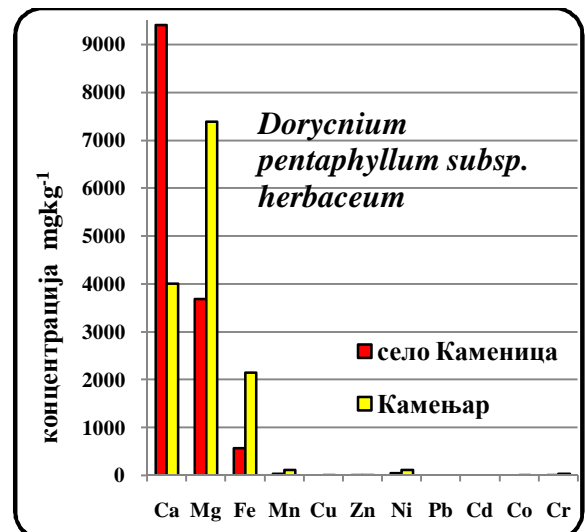
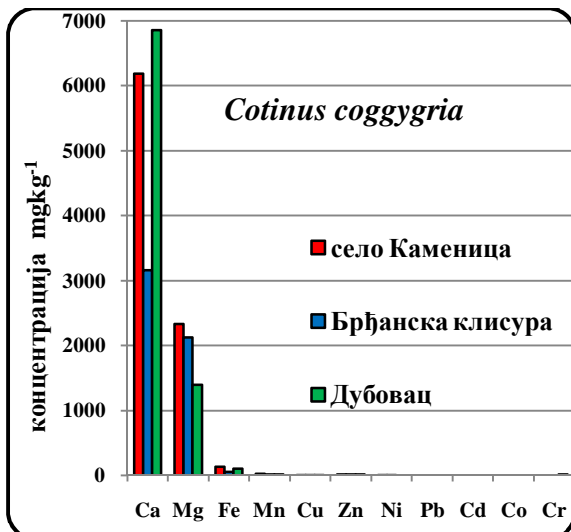
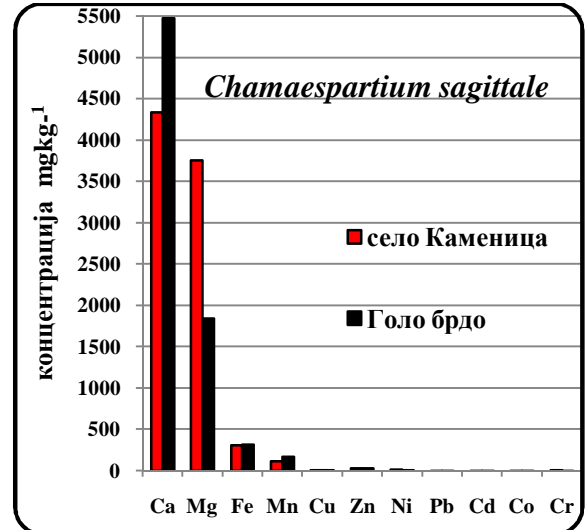
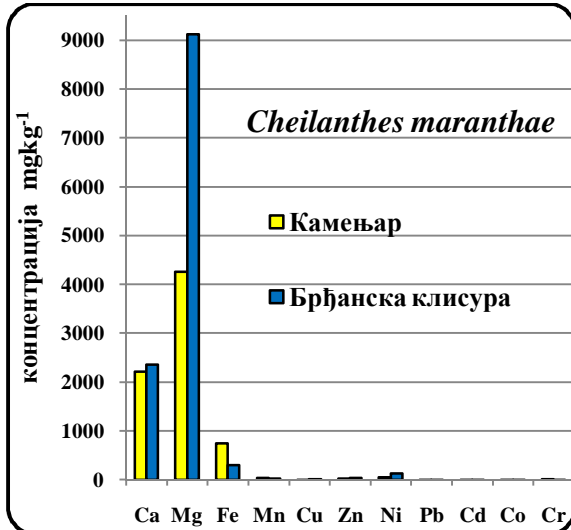
Упоредна статистичка анализа садржаја метала код биљних врста које су узорковане са различитих локалитета дата је за следеће врсте:

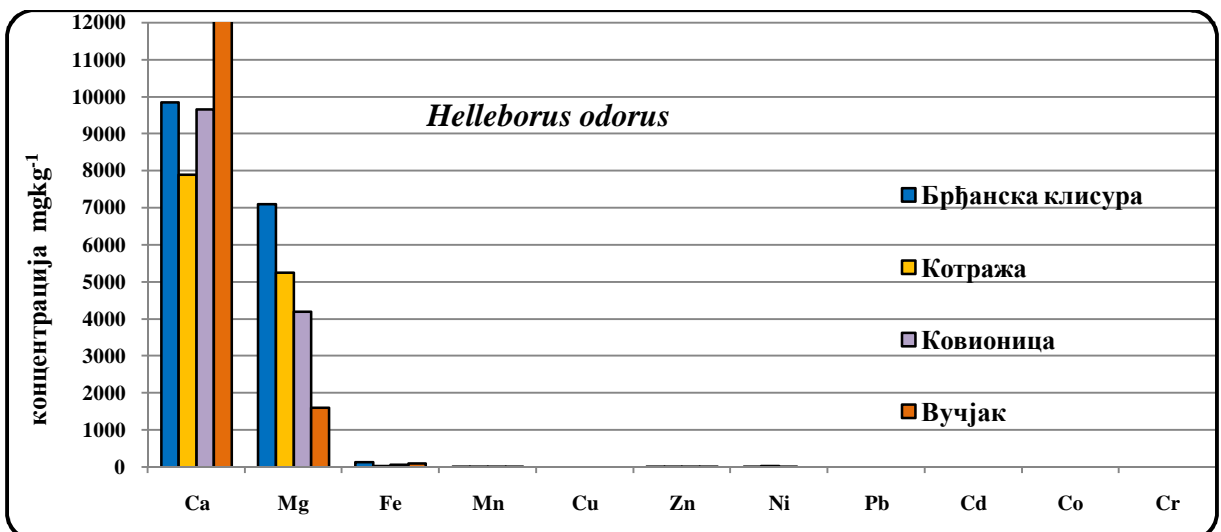
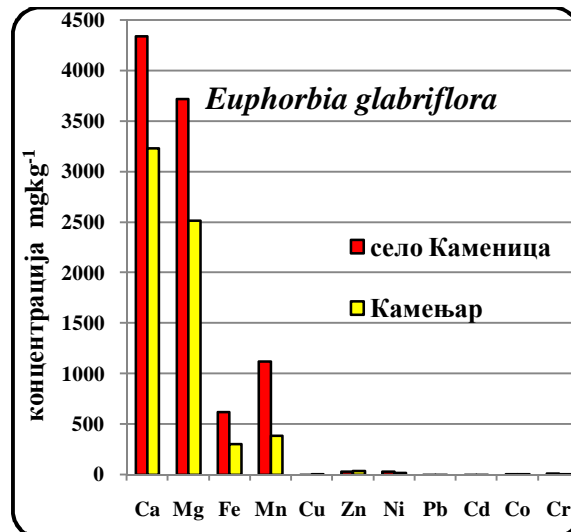
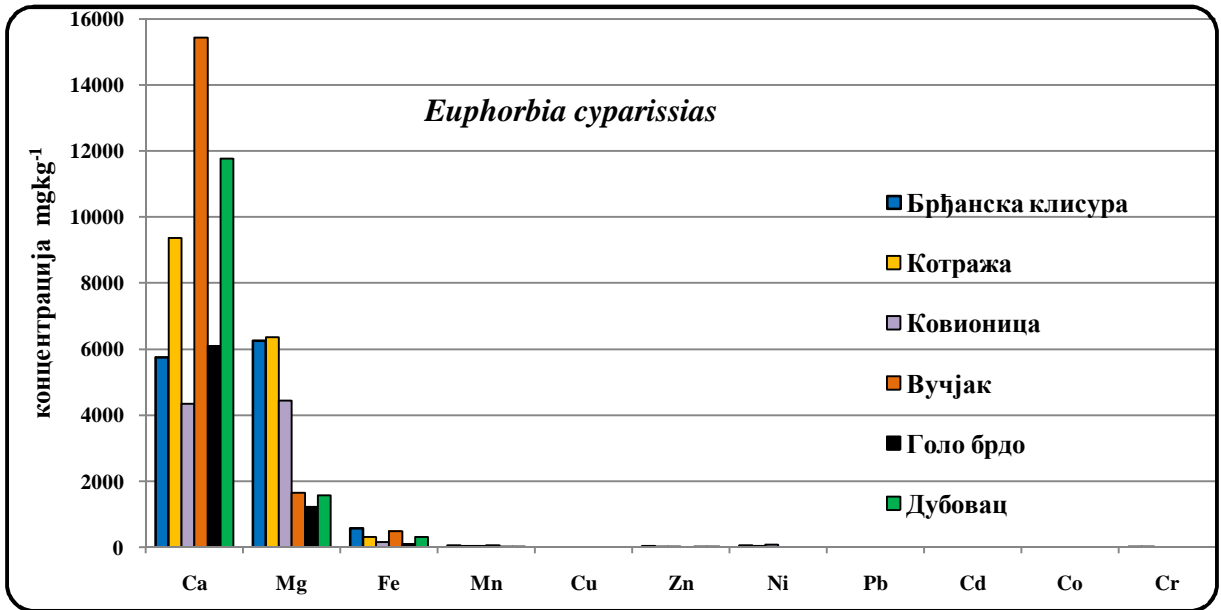
Alyssum alyssoides на локалитетима Вучјак и Дубовац; *Alyssum markgrafii* на локалитетима село Каменица, Камењар и Брђанска клисура; *Alyssum montanum* на локалитетима село Каменица и Камењар; *Alyssum murale* на локалитетима село Каменица, Брђанска клисура, Котража и Ковионица; *Artemisia alba* на локалитетима село Каменица, Камењар и Брђанска клисура; *Chrysopogon gryllus* на локалитетима село Каменица, Брђанска клисура, Котража, Ковионица, Голо брдо и Дубовац; *Cheilanthes maranthae* на локалитетима Камењар и Брђанска клисура; *Chamaespartium sagittale* на локалитетима село Каменица и Голо брдо; *Cotinus coggygia* на локалитетима село Каменица, Брђанска клисура и Дубовац; *Dorycnium pentaphyllum* subsp. *herbaceum* на локалитетима село Каменица и Камењар; *Eryngium serbicum* на локалитетима Котража и Ковионица; *Euphorbia suparissias* на локалитетима Брђанска клисура, Котража, Ковионица, Вучјак, Голо брдо и Дубовац; *Euphorbia glabriflora* на локалитетима село Каменица и Камењар; *Helleborus odoratus* на локалитетима Брђанска клисура, Котража, Ковионица и Вучјак; *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus* на локалитетима село Каменица, Камењар и Ковионица; *Melica ciliata* на локалитетима село Каменица, Брђанска клисура, Котража, Ковионица и Вучјак; *Potentilla argentea* на локалитетима село Каменица и Вучјак; *Potentilla cinerea* на локалитетима Брђанска клисура, Котража, Ковионица, Голо брдо и Дубовац; *Rumex acetosella* на локалитетима Камењар, Ковионица и Голо брдо; *Sanguisorba minor* на локалитетима село Каменица, Котража, Ковионица, Вучјак и Голо брдо; *Sedum acre* на локалитетима село Каменица, Брђанска клисура, Ковионица и Дубовац; *Stachys scardica* на локалитетима село Каменица и Камењар; *Stachys recta* на локалитетима село Каменица, Камењар, Брђанска клисура, Вучјак и Голо брдо; *Stipa pennata* на локалитетима Камењар и Брђанска клисура; *Teucrium chamaedrys* на локалитетима село Каменица, Вучјак, Голо брдо и Дубовац и *Teucrium montanum* на локалитетима село Каменица, Камењар и Брђанска клисура.

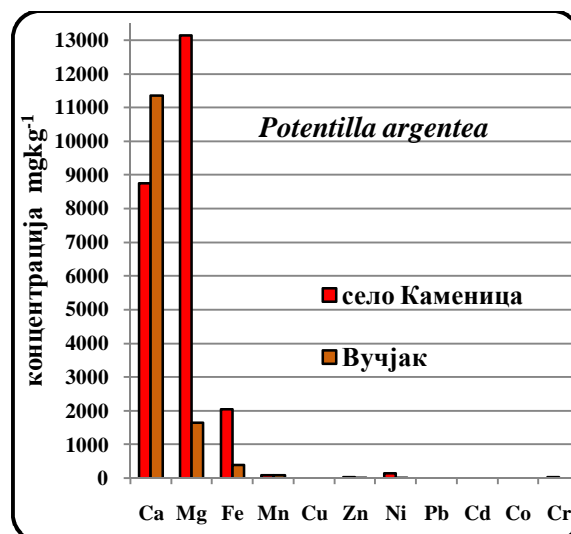
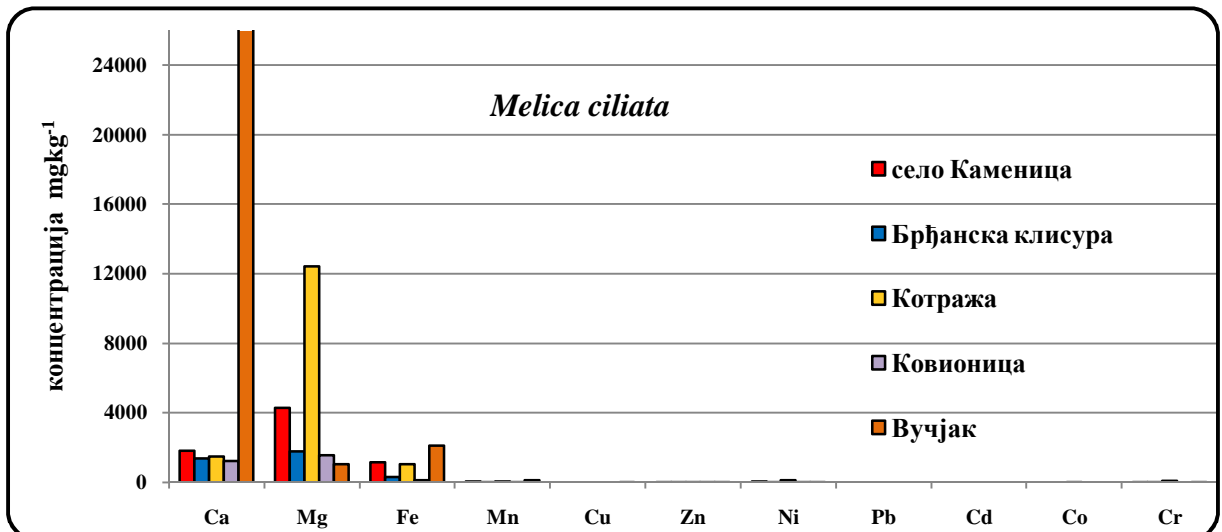
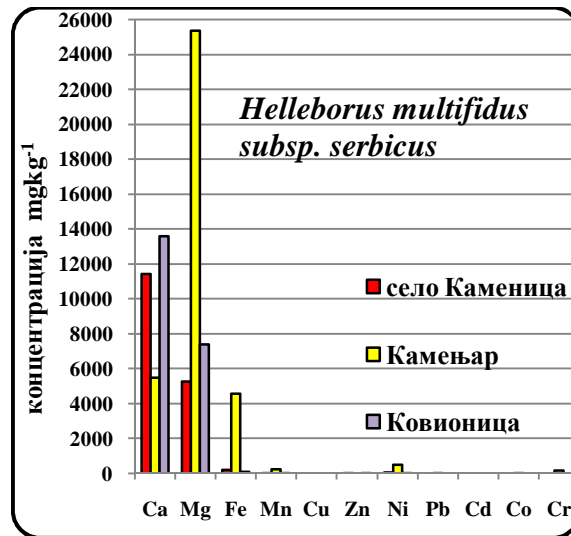
График 23. Концентрације испитиваних метала [mgkg^{-1}] у биљкама узоркованим са различитих локалитета

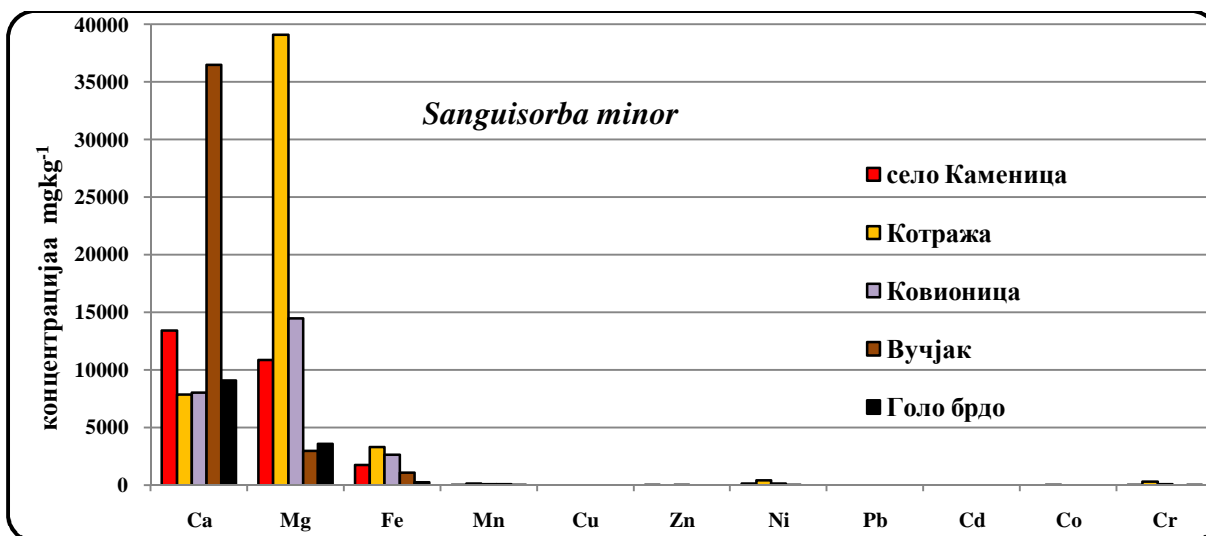
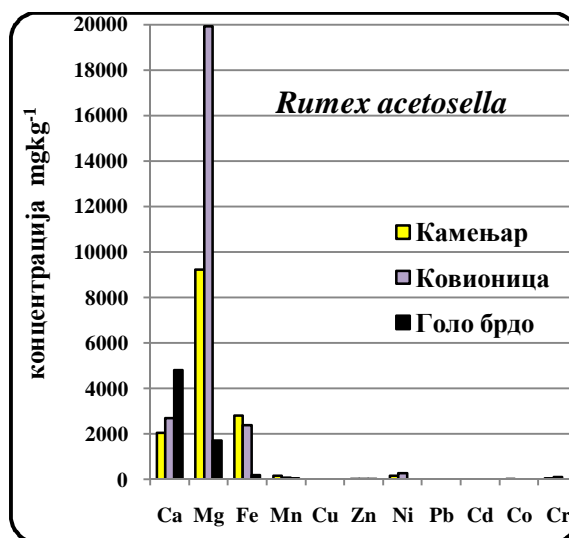
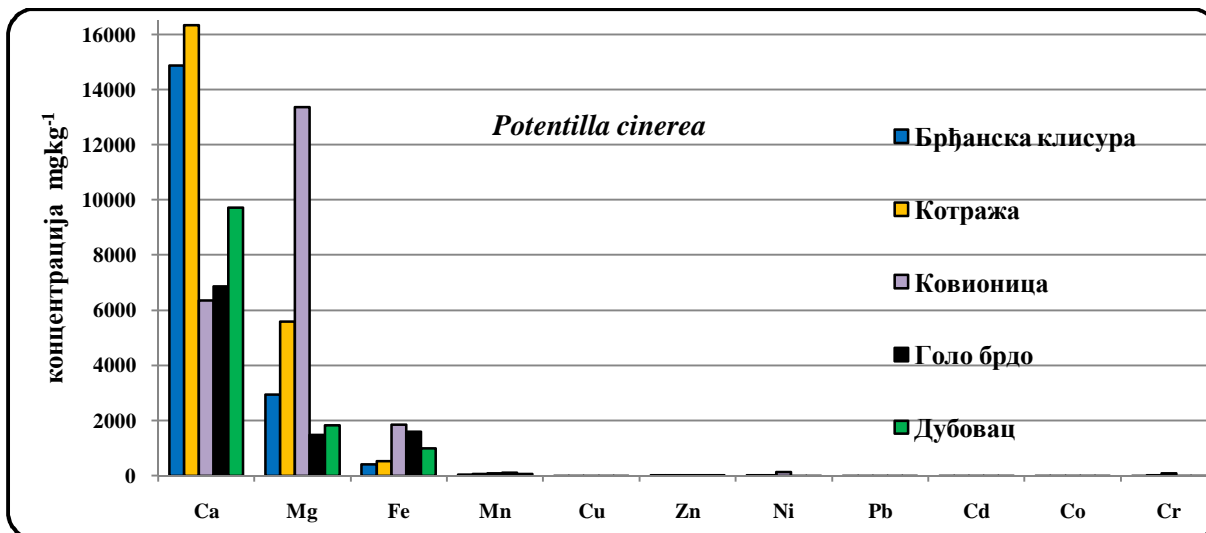


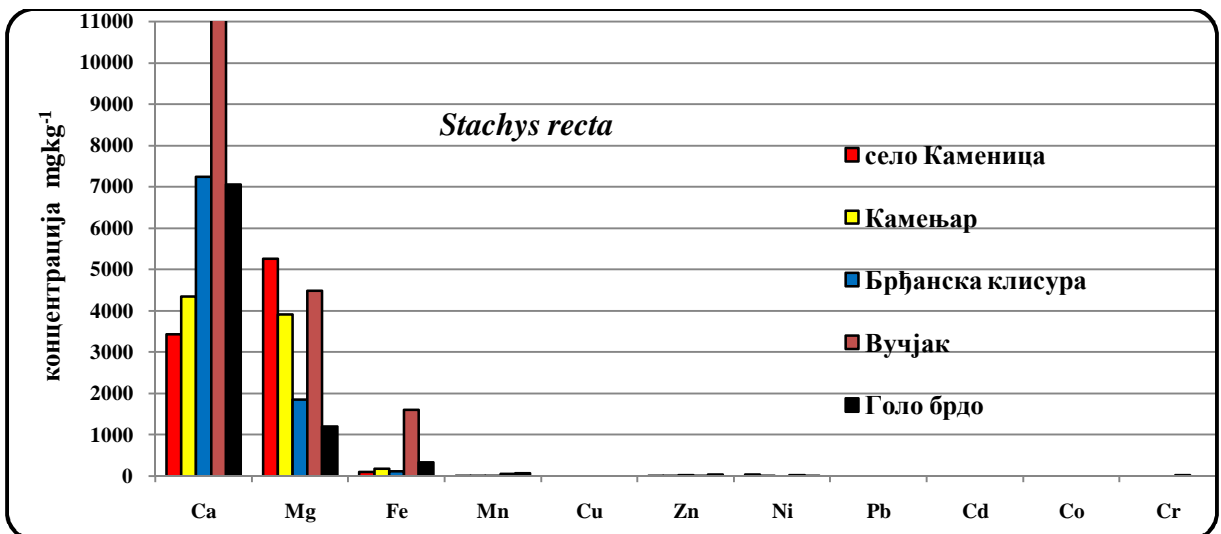
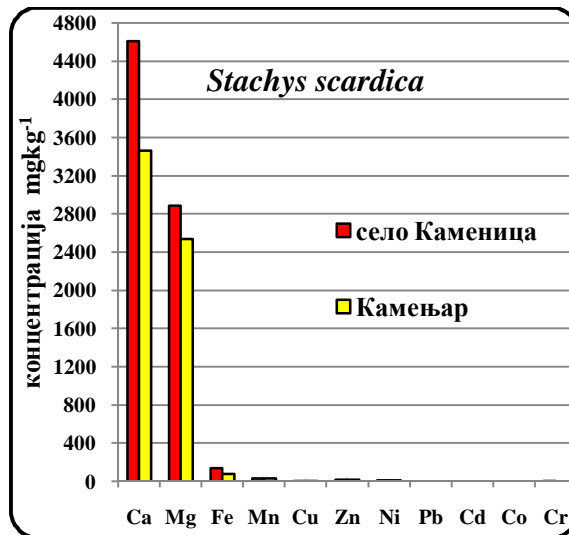
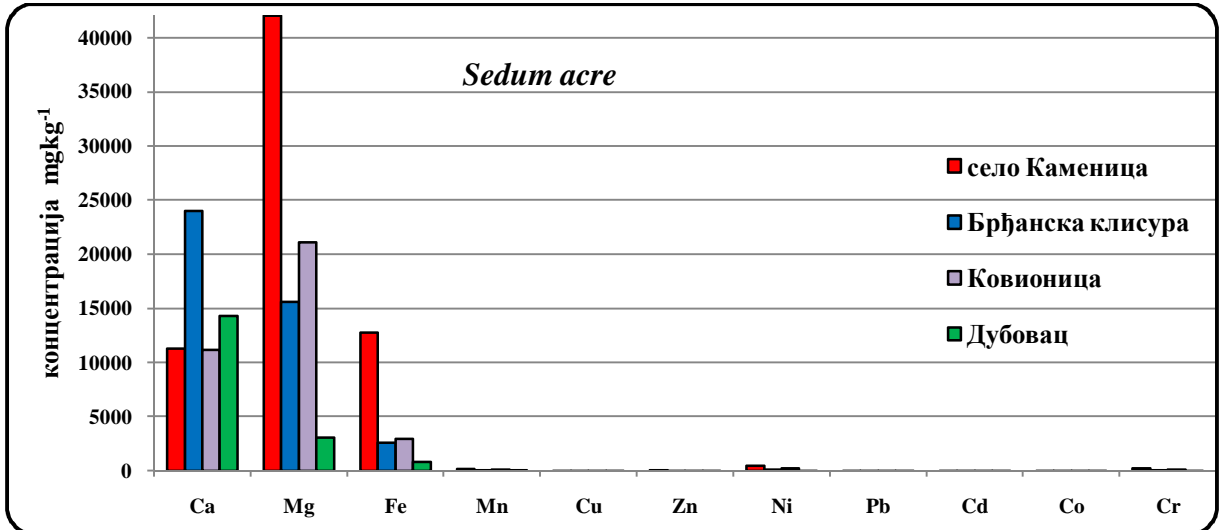


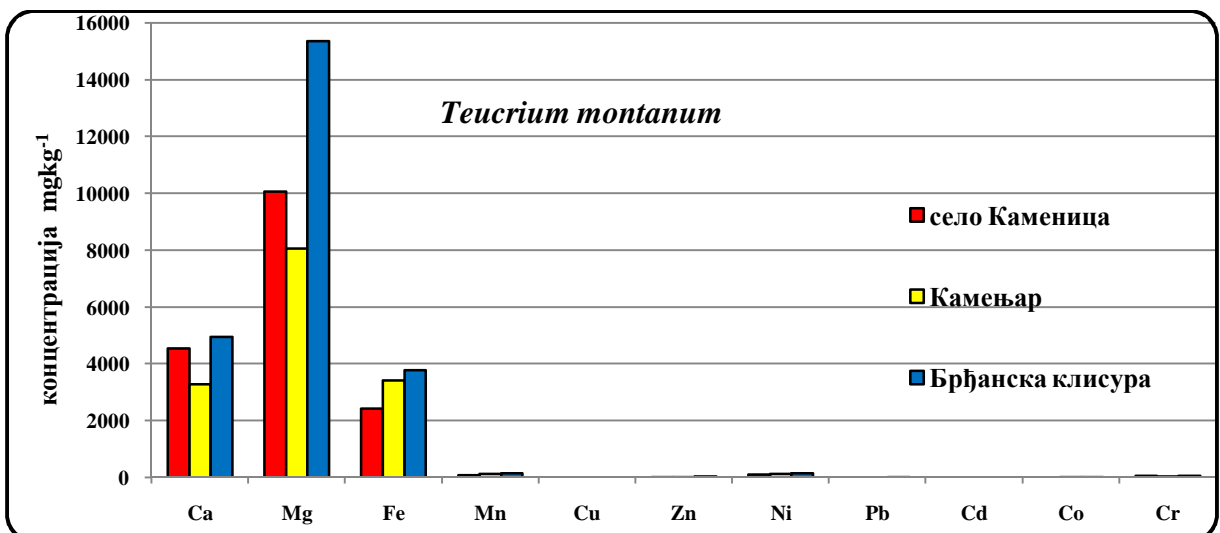
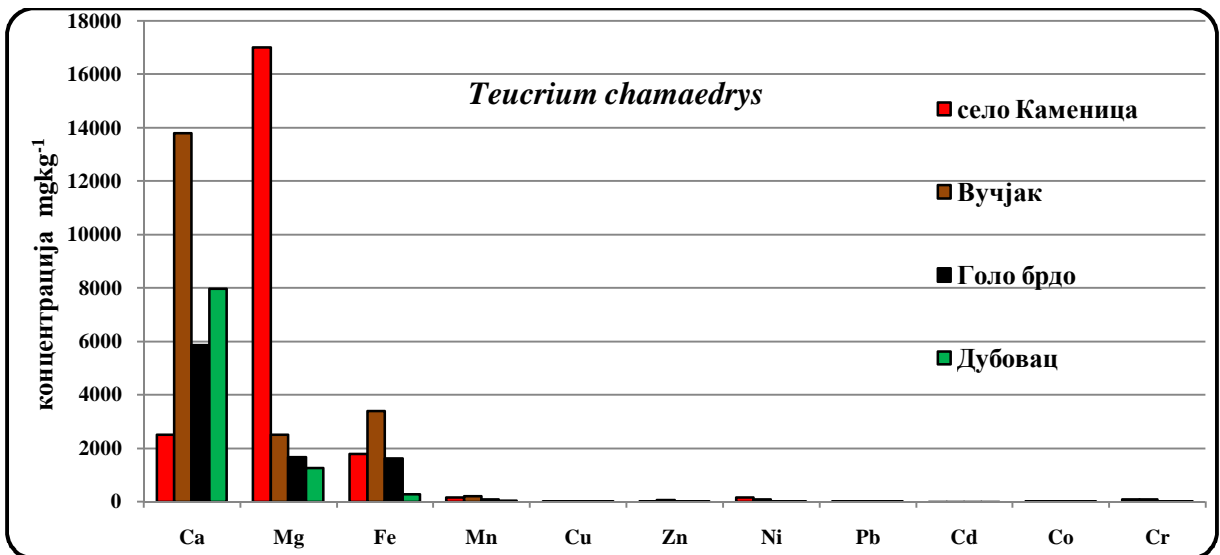
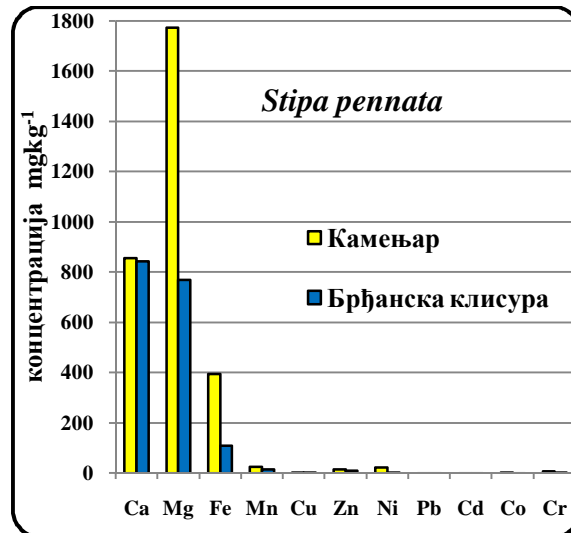








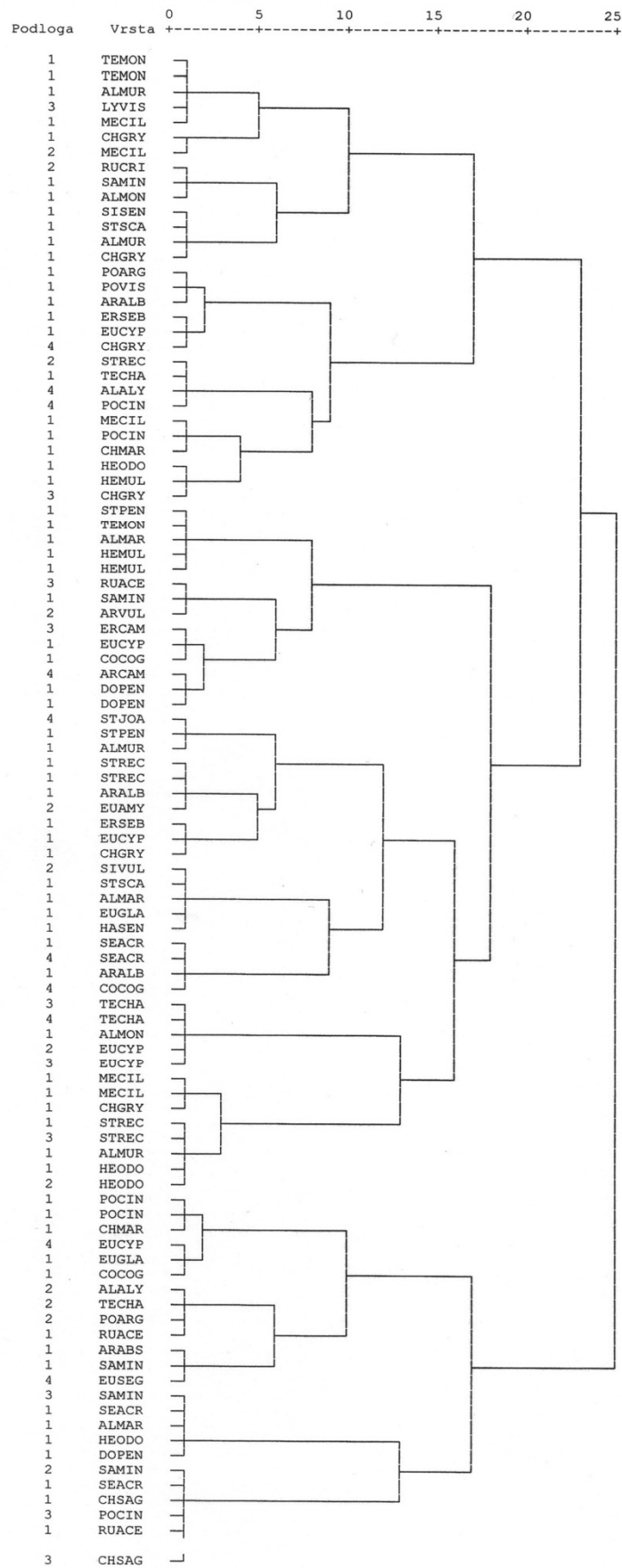




Врсте *Euphorbia cyparissias* и *Teucrium chamaedrys* које су узорковане са четири геолошке подлоге (серпентин, кречњак, андезит, песак) показале су исту тенденцију у усвајању Са и Ni. Највећи садржај Са код обе врсте показан је на кречњачкој, а најмањи на серпетинској геолошкој подлози (кречњак>песак>андезит>серпентин за Са). Такође, код обе врсте је показан највећи садржај Ni на серпетинској, а најмањи на андезитној подлози (серпентин>кречњак>песак>андезит за Ni). Садржај других испитиваних метала код ових биљака зависио је од природе метала и типа геолошке подлоге. Резултати кластер анализе (График 24) показују да постоји велика сличност у садржају Со врсте *E. cyparissias* узорковане са серпентина поредећи са кречњаком, андезитом и песком, као и у садржају Са и Mg поредећи кречњак са андезитом и песком. Ова врста је показала сличност у садржају Cr на серпентину и андезиту, Ni на серпентину и кречњаку, и Cd на кречњаку и андезиту. Врста *T. chamaedrys* је показала велику сличност у усвајању Ni на серпентинској и андезитној, као и серпентинској и песковитој подлози. Такође, ова врста је показала сличност у садржају Са, Mg и Cu на андезиту и песку, Fe на серпентину и кречњаку, Со на серпентину и андезиту, Pb на кречњаку и песку и Cd на кречњаку и андезиту. Ови резултати указују на могућност да геолошка подлога утиче на усвајање и акумулацију поменутих метала код ових врста биљака. Показано је такође, да садржај неких метала код ових биљака није био пропорционалан њиховој концентрацији у земљишту на одговарајућој геолошкој подлози, што може да укаже да њихово усвајање зависи од природе метала и врсте биљке.

Са земљишта образованих на серпентинској, андезитној и песком као геолошком подлогом узорковане су врсте *Chrysopogon gryllus* и *Potentilla cinerea*. Поменуте врсте су показале исту тенденцију у усвајању Mn, Zn, Ni, Cd, Со и Cr, а поредак у усвајању ових метала према геолошким подлогама зависио је од врсте метала (за Mn и Cd андезит>серпентин>песак, док је за Zn, Ni, Со и Cr серпентин>андезит>песак). Резултати кластер анализе показују да је врста *Ch. gryllus* показала велику сличност у садржају Mn на серпентинској и андезитној подлози, Со на серпентину и песку, и Cd на андезиту и песку. Такође, врста *P. cinerea* је са великом сличношћу усвајала Mn и Cr са земљишта серпентинске и песковите подлоге, Pb и Со са серпентина и андезита, и Mg, Fe, Cu и Ni са андезита и песка. Ово указује да вероватно геолошка подлога утиче на усвајање ових метала од стране биљака. Усвајање других испитиваних метала зависио је од биљне врсте, тако да су оне показале различиту акумулацију у зависности од типа геолошке подлоге.

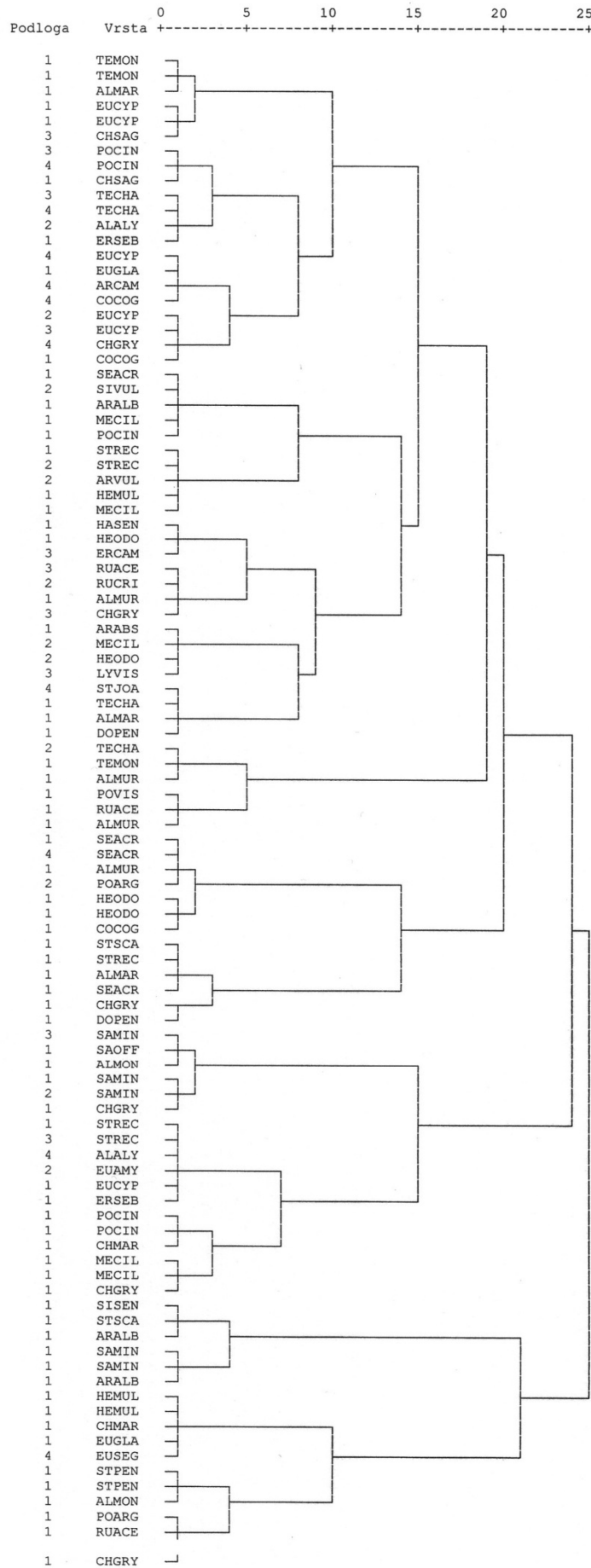
Врсте *Sanguisorba minor* и *Stachys recta* узорковане на серпентинској, кречњачкој и андезитној геолошкој подлози имале су исту тенденцију у усвајању Ni и Pb. Опадајући поредак у садржају Ni код ових врста био је серпентин>кречњак>андезит, а Pb серпентин>андезит>кречњак. Резултати кластер анализе указују на велику сличност у акумулацији Mg, Fe, Zn и Pb код врсте *S. minor* узорковане са земљишта на серпентинској и кречњачкој геолошкој подлози, Со и Cr са земљишта на серпентинској и андезитној, као и Ni и Cd са земљишта на кречњачкој и андезитној подлози. Врста *S. recta* је показала велику сличност у усвајању Mg и Ni из земљишта насталих на серпентину и андезиту, и серпентину и кречњаку, Са из земљишта насталих на серпентину и андезиту, Fe из земљишта на серпентину и кречњаку, као и Ni и Cd из земљишта на кречњачкој и андезитној подлози. Садржај Ni у овим врстама пратио његову концентрацију у земљиштима на поменутих подлогама. Садржај Pb у овим биљкама узоркованих на кречњаку био је најмањи иако је његова концентрација у земљишту насталом на кречњачкој подлози била највиша.



Кластер анализа садржаја
Са у биљкама
 узоркованим на
 различитим геолошким
 подлогама

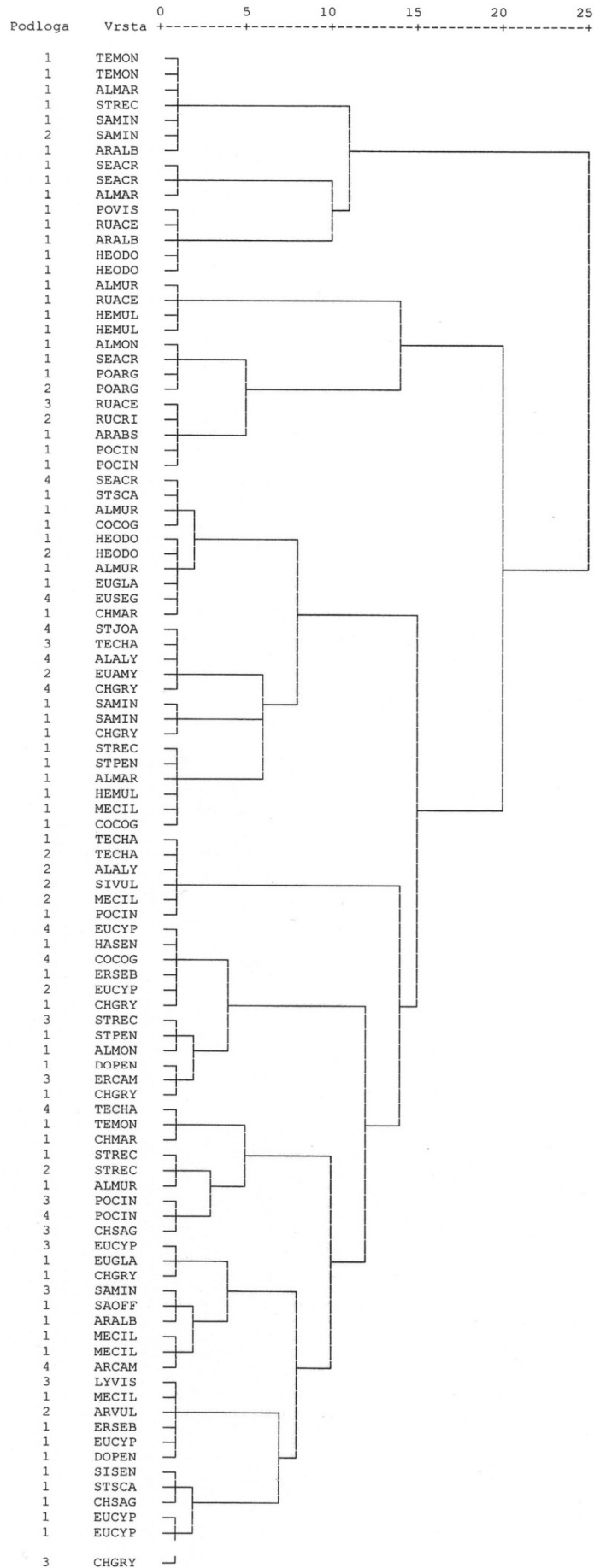
Геолошка подлога: 1- серпентин, 2- кречњак, 3- андезит, 4- песак.

График 24. Кластер анализа садржаја испитиваних метала (Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn, Ni, Pb, Cd, Co и Cr) у биљкама узоркованим на различитим геолошким подлогама



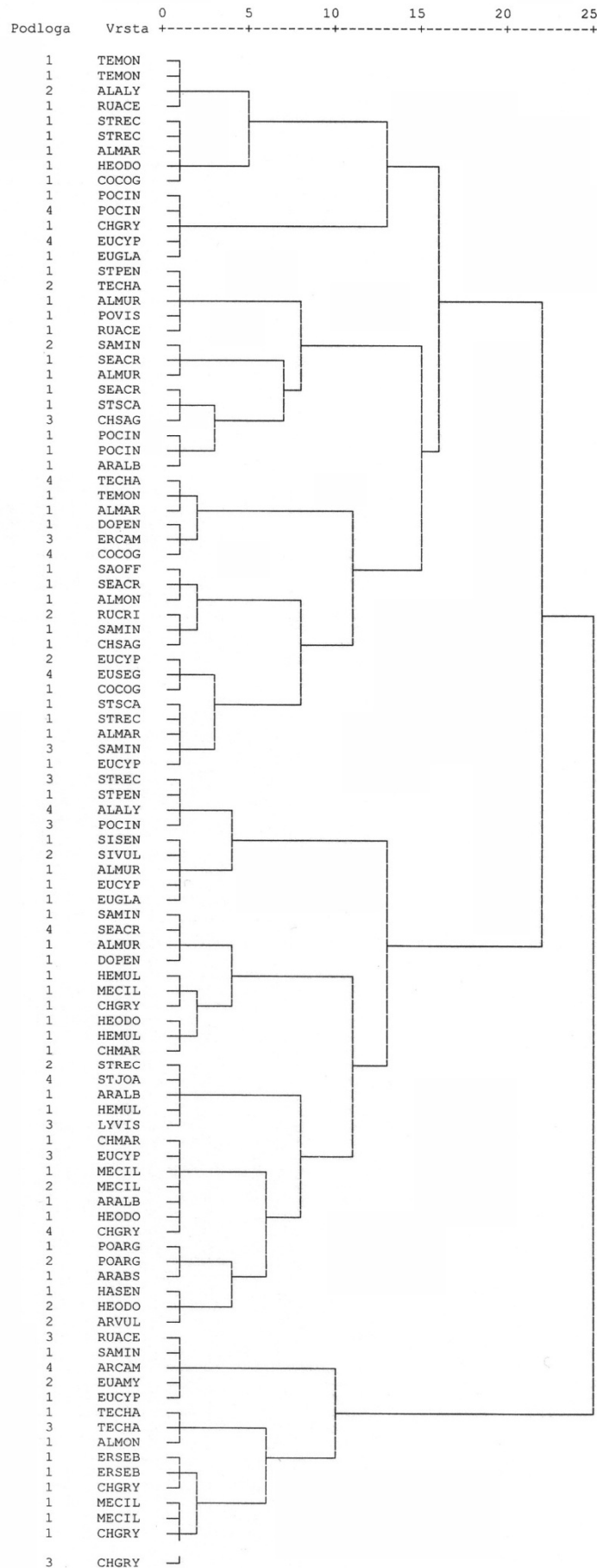
Кластер анализа садржаја Mg у биљкама узоркованим на различитим геолошким подлогама

Геолошка подлога: 1- серпентин, 2- кречњак, 3- андезит, 4- песак.



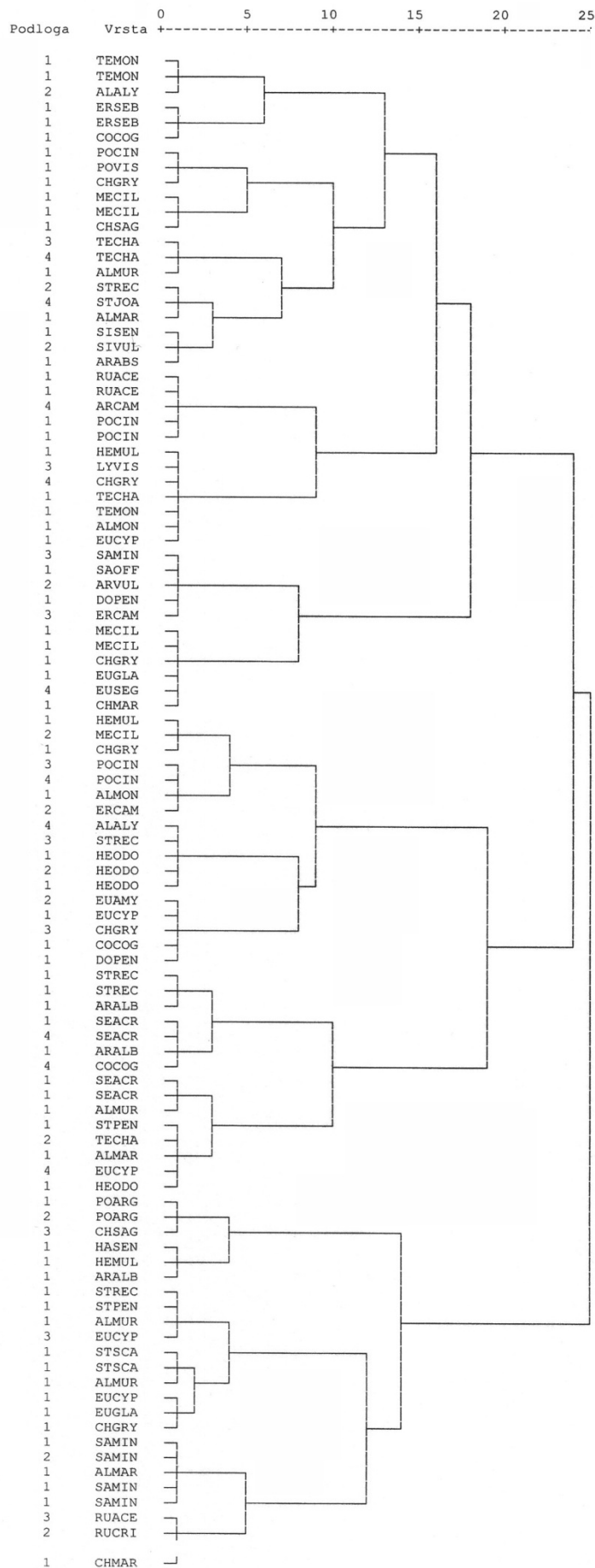
Кластер анализа садржаја
Fe у биљкама
узоркованим на
различитим геолошким
подлогама

Геолошка подлога: 1- серпентин, 2- кречњак, 3- андезит, 4- песак.



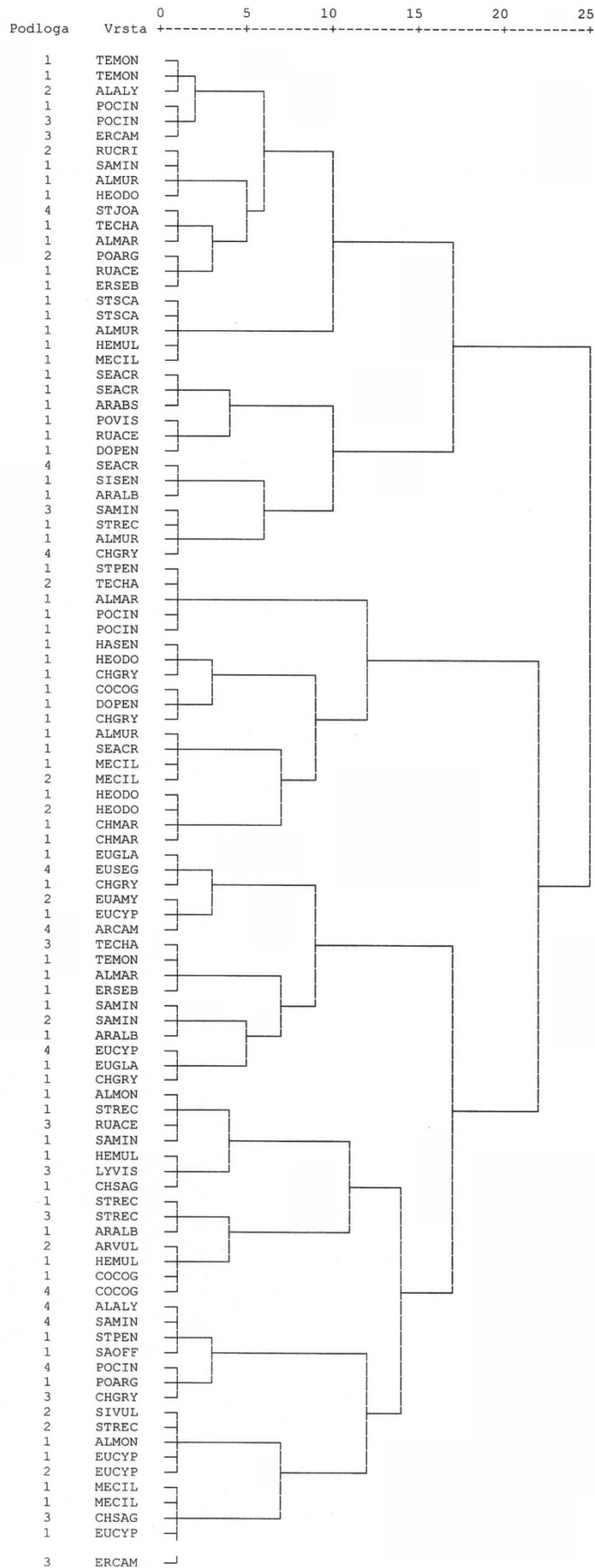
Кластер анализа садржаја **Mn** у биљкама узоркованим на различитим геолошким подлогама

Геолошка подлога: 1- серпентин, 2- кречњак, 3- андезит, 4- песак.



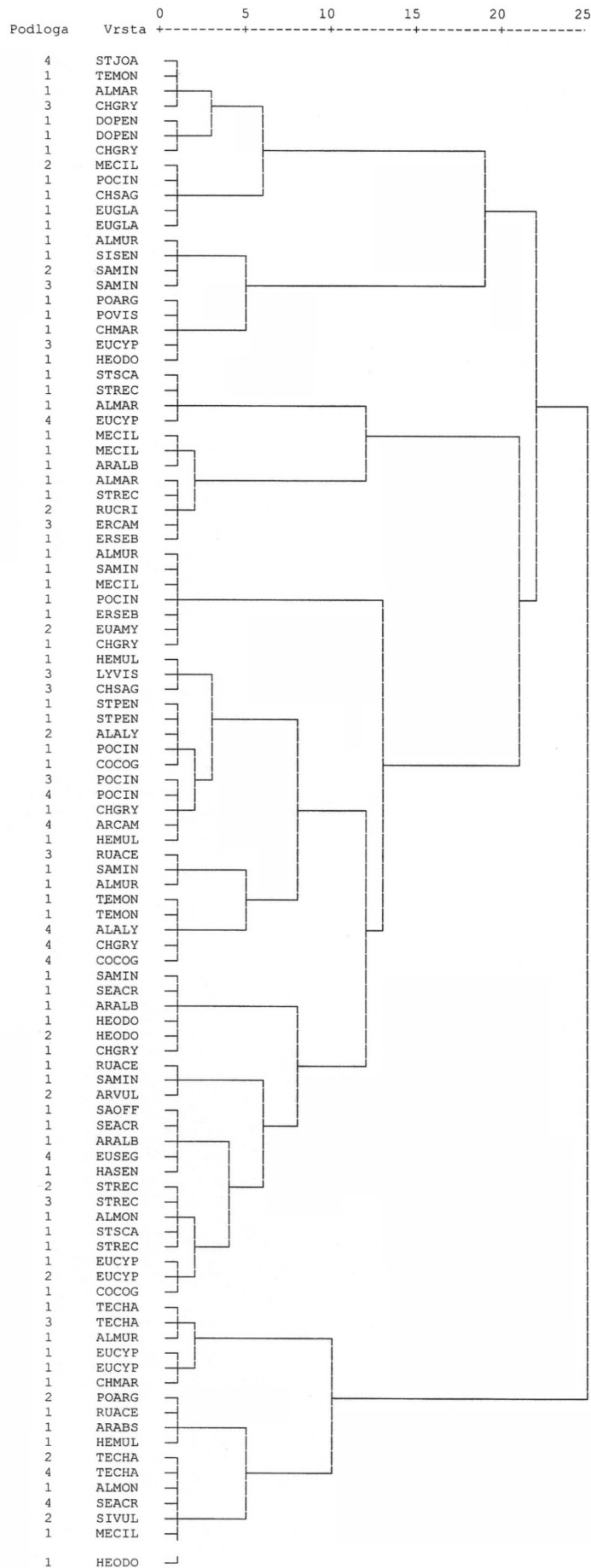
Кластер анализа садржаја **Cu** у биљкама узоркованим на различитим геолошким подлогама

Геолошка подлога: 1- серпентин, 2- кречњак, 3- андезит, 4- песак.



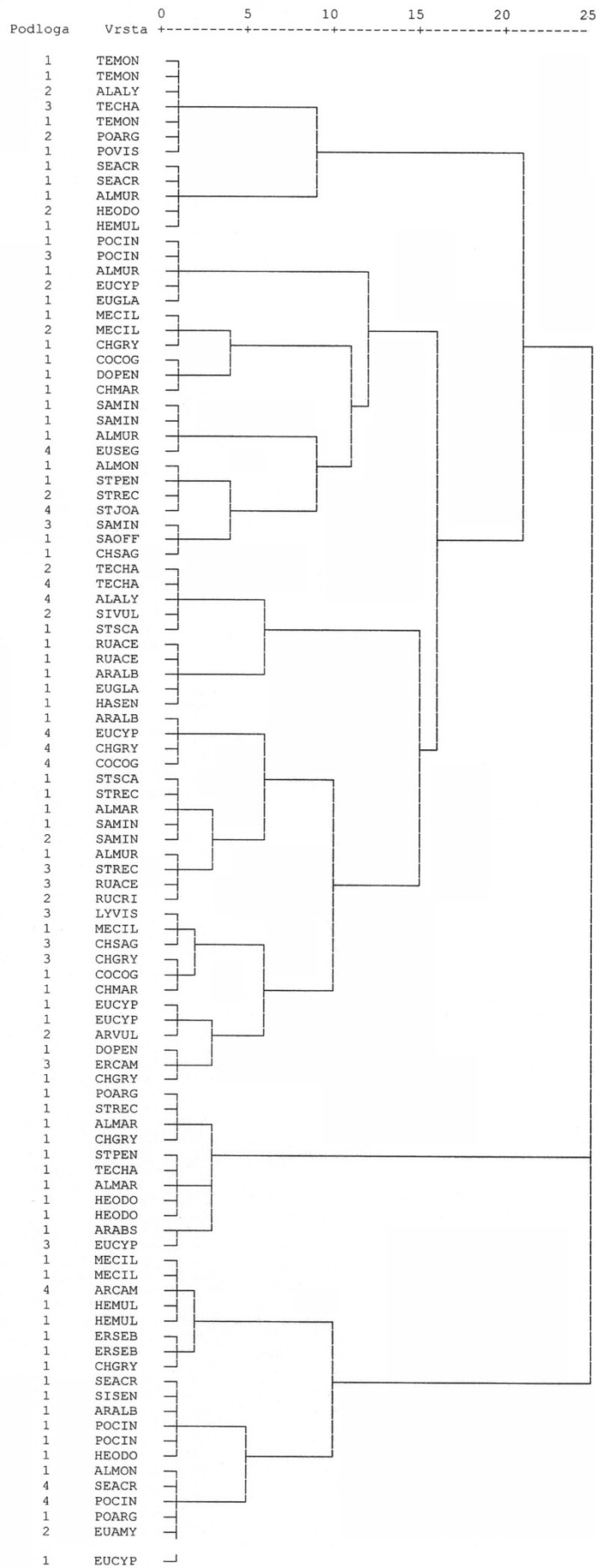
Кластер анализа садржаја **Zn** у биљкама узоркованим на различитим геолошким подлогама

Геолошка подлога: 1- серпентин, 2- кречњак, 3- андезит, 4- песак.



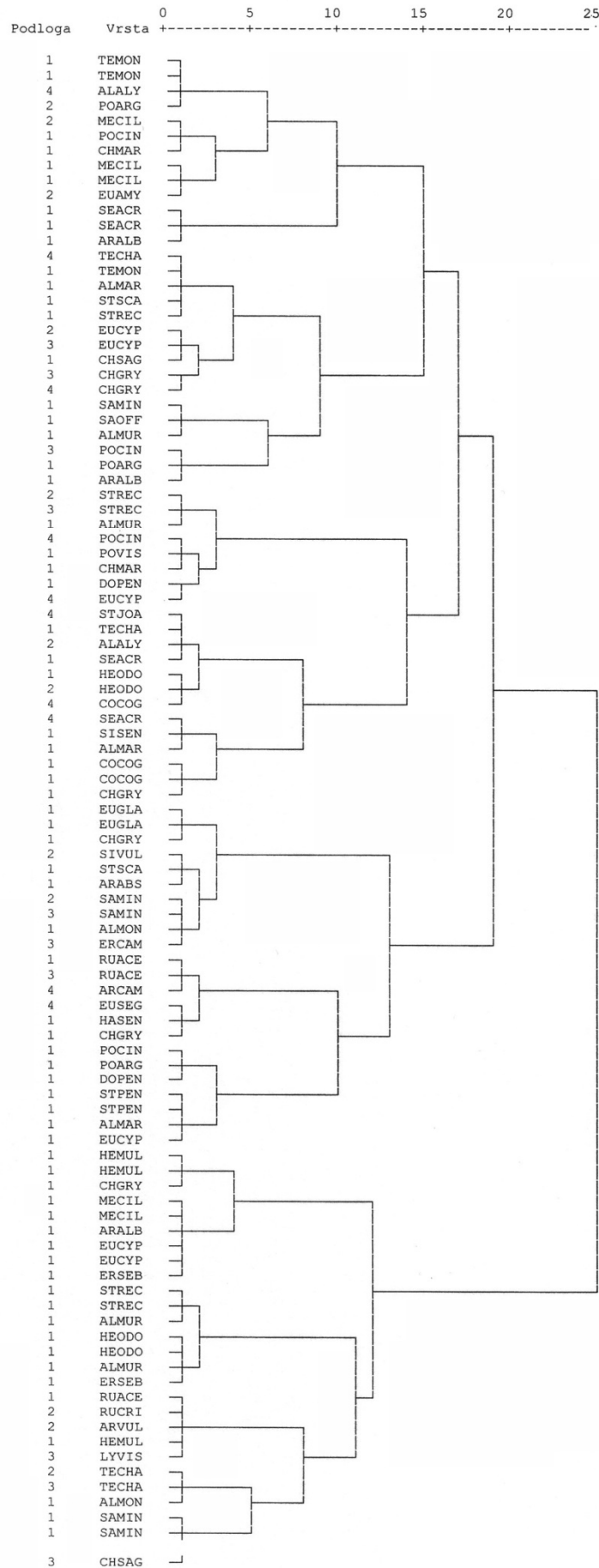
Кластер анализа садржаја Ni у биљкама узоркованим на различитим геолошким подлогама

Геолошка подлога: 1- серпентин, 2- кречњак, 3- андезит, 4- песок.



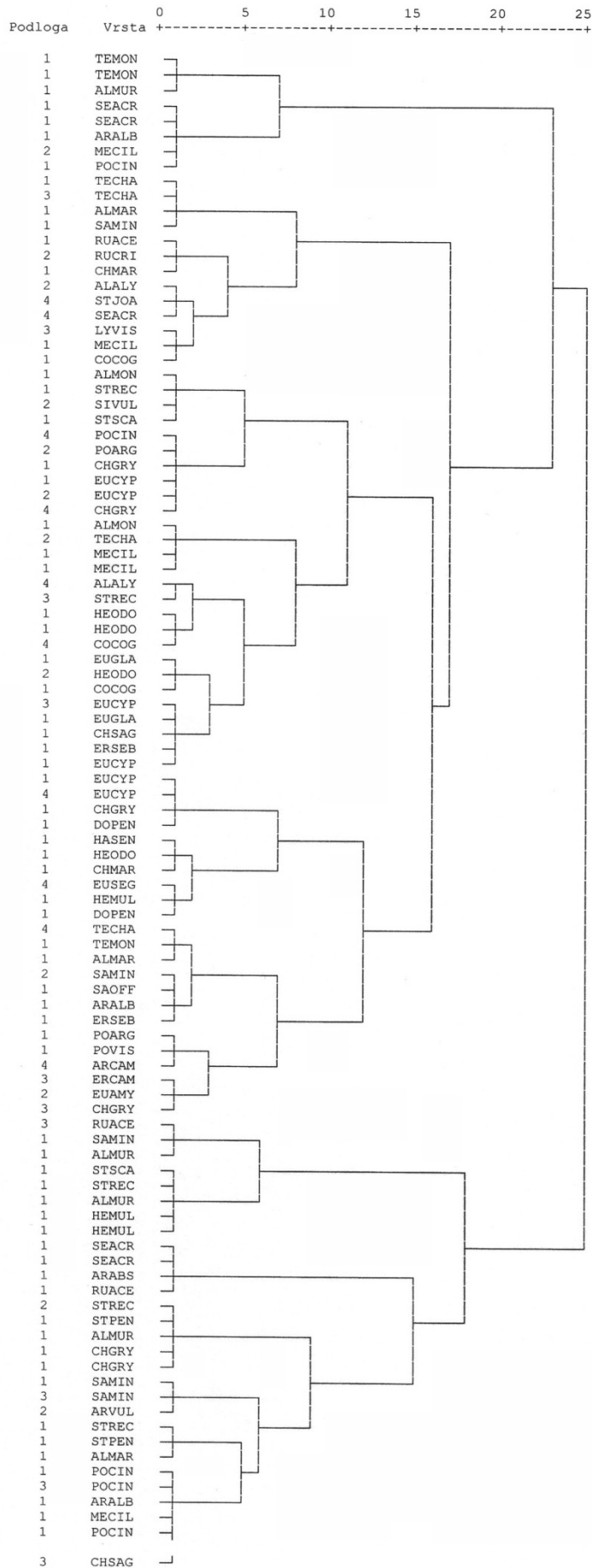
Кластер анализа садржаја
Pb у биљкама
узоркованим на
различитим геолошким
подлогама

Геолошка подлога: 1- серпентин, 2- кречњак, 3- андезит, 4- песак.



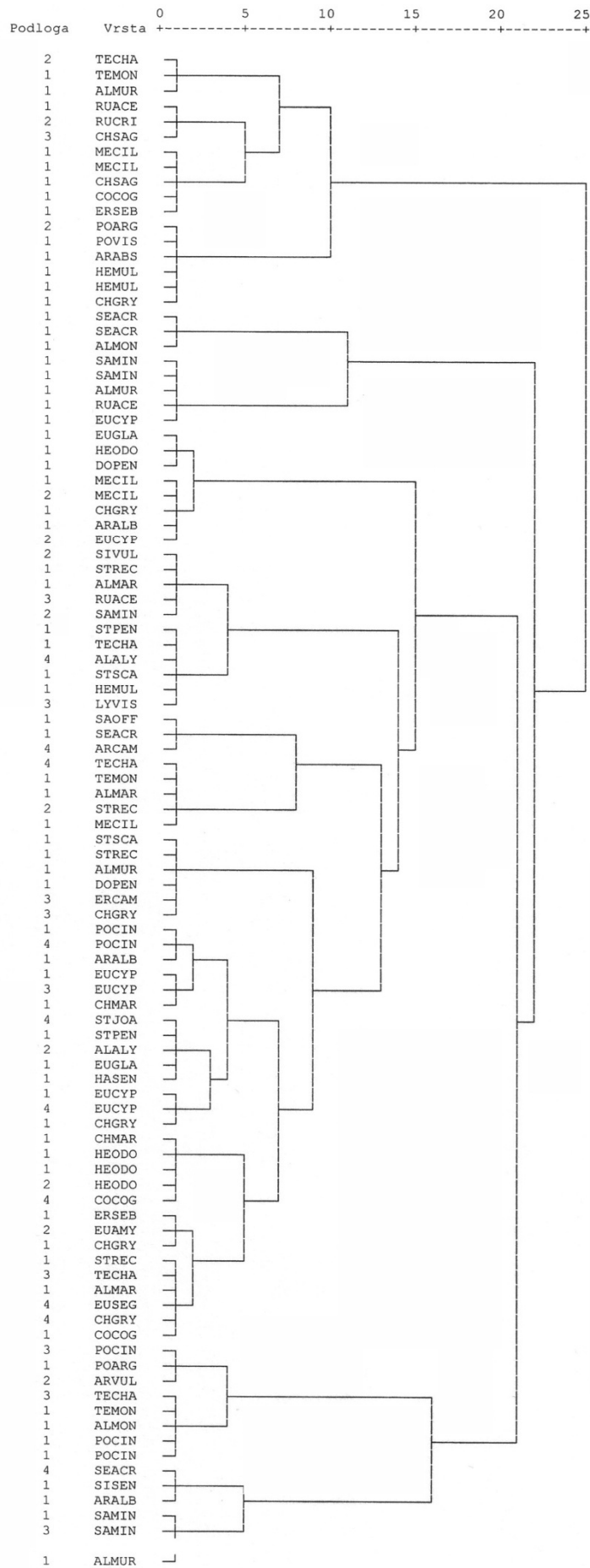
Кластер анализа садржаја
Cd у биљкама
узоркованим на
различитим геолошким
подлогама

Геолошка подлога: 1- серпентин, 2- кречњак, 3- андезит, 4- песак.



Кластер анализа садржаја
Со у биљкама
узоркованим на
различитим геолошким
подлогама

Геолошка подлога: 1- серпентин, 2- кречњак, 3- андезит, 4- песак.



Кластер анализа садржаја
Sr у биљкама
узоркованим на
различитим геолошким
подлогама

Геолошка подлога: 1- серпентин, 2- кречњак, 3- андезит, 4- песак.

Врста *Alyssum alyssoides* узоркована је на земљишту насталом на кречњаку и песку као геолошкој подлози. Код ове врсте утврђен је већи садржај Mg, Fe, Mn, Ni, Co и Cr у узорцима са кречњачке у односу на песковиту геолошку подлогу.

Врсте *Chamaespartium sagittale* и *Rumex acetosella* су узорковане на серпентинској и андезитној геолошкој подлози. Поменуте врсте су показале исту тенденцију у усвајању Ca, Mg, Zn, Ni, Co и Cr, а садржај ових метала у биљкама ако посматрамо геолошке подлоге зависио је од врсте метала. Резултати кластер анализе показују велику сличност у усвајању Zn и Cd врсте *R. acetosella* са земљишта земљишта насталих на серпентину и андезиту.

Усвајање Ca, Mg, Fe, Mn, Zn, Ni, Pb и Co врста *Cotinus coggygria* и *Sedum acre* узоркованих са серпентина и песака показало је исту тенденцију. Узорци врсте *Sedum acre* на песковитој подлози садржали су више Ca, Cu и Zn од оних на серпентину. Резултати кластер анализе показују велику сличност у усвајању Zn врсте *C. coggygria*, као и Ca, Mg и Cu врсте *S. acre* са земљишта насталих на серпентину и песку.

Усвајање Ca, Mg, Mn, Ni и Cr код врста *Helleborus odorus*, *Melica ciliata* и *Potentilla argentea* са серпентинске и кречњачке подлоге имало је исту тенденцију, а концентрације ових метала код поменутих врста зависиле су од врсте метала и типа подлоге (концентрација Ca у биљкама опадала је од кречњачке подлоге ка серпентинској, а Mg од серпентинске ка кречњачкој и др.). Резултати кластер анализе показују велику сличност у садржају Ca, Fe, Ni, Cd и Cr врсте *H. odorus*, Pb и Cr врсте *M. ciliata*, и Fe врсте *P. argentea* са земљишта насталих на серпентину и кречњаку.

Остале горе поменуте врсте биљака су узорковане са серпентина (два или више серпентинских локалитета), тако да је садржај испитиваних метала у њима био променљив и зависио је од врсте биљке и метала. Серпентини и земљишта настала на њима се разликују међусобно по хемијским, физичким и другим особинама што условљава различиту акумулацију метала у њима. На серпентинској геолошкој подлози бољу акумулацију испитиваних метала показале су оне врсте које су еколошки прилагођене том типу подлоге. Добијени резултати су показали прилагођеност облигатних серпентиофита да из специфичне серпентинске геолошке подлоге богате металима усвајају и акумулирају нарочито тешке метале, али и знатне количине Ca независно на његову малу концентрацију у земљишту.

Резултати анализе варијансе између садржаја метала код биљака које су узорковане са различитих локалитета (Табела 53) су показали да постоји врло високо статистички значајна разлика у садржају испитиваних метала код одабраних врста биљака који су узроковани са различитих локалитета, односно геолошке подлоге.

Код врсте *Alyssum alyssoides* која је узоркована на локалитетима Вучјак и Дубовац није утврђена статистичка значајност у садржају Mn и Cu, а код врсте *Alyssum montanum* сакупљене на локалитетима село Каменица и Камењар у садржају Zn. Врста *Chamaespartium sagittale* сакупљена на локалитетима село Каменица и Голо брдо, показала је значајну статистичку разлику у садржају Zn, као и врло значајну разлику у садржају Fe. Такође, код врсте *Cotinus coggygria* узорковане са локалитета село Каменица, Брђанска клисура и Дубовац утврђено је да постоји значајна статистичка разлика у садржају Pb, као и врло значајна разлика у садржају Cd. Врста *Eryngium serbicum* узоркована на локалитетима Котража и Ковионица показала је врло значајну статистичку разлику у садржају Cd. Код врсте *Helleborus odorus* сакупљене на локалитетима Брђанска клисура, Котража, Ковионица и Вучјак показано је да нема статистичке значајности у садржају Co. Такође је утврђено, да не постоји статистичка значајност у садржају Cu, као и да постоји врло значајна разлика у садржају Co код врсте *Potentilla argentea* узорковане на локалитетима село Каменица и Вучјак. Резултати ове студије су показали да нема статистички значајне разлике у садржају Mn

код врсте *Stachys scardica* на локалитетима село Каменица и Капењар, као и Са код врсте *Stipa pennata* узорковане са локалитета Капењар и Брђанска клисура.

Табела 53. Анализа варијансе између концентрација метала у одабраним биљним врстама које су узорковане са различитих локалитета

<i>Alyssum alyssoides:</i> Вучјак и Дубовац		<i>Alyssum markgrafii:</i> село Каменица: Капењар и Брђанска клисура		<i>Alyssum montanum:</i> село Каменица и Капењар		<i>Alyssum murale:</i> село Каменица: Брђанска клисура: Котража и Ковионица		
F	p	F	p	F	p	F	p	
Ca	3059.01	***	57919.84	***	10897.25	***	37626.43	***
Mg	124.48	***	21792.33	***	1878.49	***	35197.10	***
Fe	14176.29	***	5979.76	***	173.23	***	21040.21	***
Mn	2.04	0.184	12954.01	***	98279.82	***	4324.91	***
Cu	3.88	0.077	4642.56	***	389.25	***	5337.39	***
Zn	11037.89	***	7336.79	***	1.03	0.333	97137.91	***
Ni	57706.61	***	6345.10	***	796.51	***	31873.78	***
Pb	4464.17	***	4130.30	***	8080.03	***	27076.37	***
Cd	641.55	***	104.65	***	356.02	***	2158.13	***
Co	26851.47	***	27480.59	***	594.88	***	7319.45	***
Cr	41326.88	***	22690.77	***	3224.07	***	19675.89	***

<i>Artemisia alba:</i> село Каменица: Капењар и Брђанска клисура		<i>Chrysopogon gryllus:</i> село Каменица: Брђанска клисура: Котража: Ковионица: Голо брдо и Дубовац		<i>Cheilanthes maranthae:</i> Капењар и Брђанска клисура		<i>Chamaespartium sagittale:</i> село Каменица и Голо брдо		
F	p	F	p	F	p	F	p	
Ca	4446.7	***	124.44	***	64.69	***	2734.0	***
Mg	4853.6	***	9692.52	***	73629.36	***	61605.9	***
Fe	429.1	***	17512.23	***	2897.57	***	15.5	0.003
Mn	29355.1	***	4349.34	***	3487.92	***	3862.3	***
Cu	6389.8	***	6506.14	***	9737.08	***	710.3	***
Zn	3445.8	***	33634.58	***	3494.31	***	6.6	0.028
Ni	115116.6	***	19307.28	***	19501.84	***	74198.4	***
Pb	7008.0	***	621.84	***	353.11	***	4735.9	***
Cd	527.0	***	725.30	***	45.66	***	76.1	***
Co	9724.6	***	22073.50	***	20596.30	***	155964.5	***
Cr	7501.9	***	9448.59	***	15749.89	***	10686.4	***

<i>Cotinus coggygria:</i> село Каменица: Брђанска клисура и Дубовац		<i>Dorycnium pentaphyllum</i> subsp. <i>herbaceum:</i> село Каменица и Капењар		<i>Eryngium serbicum:</i> Котража и Ковионица		<i>Euphorbia cyparissias:</i> Брђанска клисура: Котража: Ковионица: Вучјак: Голо брдо и Дубовац		<i>Euphorbia glabriflora:</i> село Каменица и Капењар		
F	p	F	p	F	p	F	p	F	p	
Ca	9604.42	***	30859.1	***	18055.00	***	10385.96	***	6551.34	***
Mg	2122.14	***	27979.7	***	342.73	***	18740.78	***	7061.91	***
Fe	6653.95	***	8620.5	***	5134.74	***	3390.63	***	5649.33	***
Mn	1747.52	***	3208.4	***	1097.56	***	1586.46	***	36204.80	***
Cu	102.12	***	61906.9	***	317.32	***	5365.17	***	2470.96	***
Zn	1466.97	***	29281.1	***	312.75	***	6044.08	***	1053.87	***
Ni	79903.55	***	56036.9	***	11407.50	***	26380.97	***	7423.69	***
Pb	4.11	0.038	28803.9	***	288.52	***	1150.31	***	10345.84	***
Cd	11.77	0.001	8053.4	***	18.77	0.002	200.91	***	100.41	***
Co	1256.66	***	236669.4	***	8295.03	***	23645.55	***	1097.48	***
Cr	24303.65	***	162761.6	***	2678.35	***	26290.97	***	42340.84	***

<i>Helleborus odorus:</i> Брђанска клисура: Котража: Ковионица и Вучјак		<i>Helleborus multifidus</i> subsp. <i>serbicus:</i> село Каменица: Камењар и Ковионица		<i>Melica ciliata:</i> село Каменица: Брђанска клисура: Котража: Ковионица и Вучјак		<i>Potentilla argentea:</i> село Каменица и Вучјак		<i>Potentilla cinerea:</i> Брђанска клисура: Котража: Ковионица: Голо брдо и Дубовац		
F	p	F	p	F	p	F	p	F	p	
Ca	3608.45	***	24976.0	***	151986.6	***	6026.3	***	11911.2	***
Mg	13859.26	***	7593.1	***	46678.4	***	289900.4	***	43613.8	***
Fe	5575.86	***	11568.9	***	12687.1	***	7661.2	***	4857.5	***
Mn	439.98	***	6552.3	***	11439.9	***	58.7	***	1309.6	***
Cu	5037.23	***	6553.6	***	30144.2	***	0.3	0.624	3883.7	***
Zn	261.30	***	4171.2	***	9950.9	***	28095.9	***	2953.8	***
Ni	7691.31	***	13851.6	***	15602.2	***	404323.6	***	966129.2	***
Pb	342.18	***	97063.4	***	3910.2	***	109544.7	***	6233.7	***
Cd	229.70	***	57840.0	***	3846.2	***	25660.9	***	2488.6	***
Co	1.60	0.221	150093.2	***	8538.4	***	24.8	0.001	93430.4	***
Cr	1860.11	***	125109.1	***	36194.4	***	78994.1	***	178446.0	***

<i>Rumex acetosella:</i> Камењар: Ковионица и Голо брдо		<i>Sanguisorba minor:</i> село Каменица: Котража: Ковионица: Вучјак и Голо брдо		<i>Sedum acre:</i> село Каменица: Брђанска клисура: Ковионица и Дубовац		<i>Stachys scardica:</i> село Каменица и Камењар		<i>Stachys recta:</i> село Каменица: Камењар: Брђанска клисура: Вучјак и Голо брдо		
F	p	F	p	F	p	F	p	F	p	
Ca	7824.4	***	51620.9	***	34280.63	***	3958.641	***	66414.4	***
Mg	56352.5	***	79985.5	***	80450.83	***	489.149	***	22250.8	***
Fe	22373.0	***	20966.5	***	62402.74	***	3381.338	***	214224.1	***
Mn	16796.5	***	2808.0	***	3187.25	***	0.997	0.342	3647.0	***
Cu	3383.7	***	1891.9	***	3671.72	***	254.799	***	713.5	***
Zn	4250.6	***	6740.2	***	12718.37	***	340.755	***	19040.4	***
Ni	9790.3	***	77291.8	***	76229.10	***	933.306	***	6987.4	***
Pb	8280.5	***	18923.8	***	24707.35	***	1738.952	***	840.3	***
Cd	4753.1	***	4737.9	***	9379.27	***	722.500	***	1466.4	***
Co	19800.4	***	170324.9	***	43839.71	***	712.232	***	4079.3	***
Cr	112195.3	***	15304.8	***	9304.71	***	3110.678	***	34275.6	***

<i>Stipa pennata:</i> Камењар и Брђанска клисура		<i>Teucrium chamaedrys:</i> село Каменица: Вучјак: Голо брдо и Дубовац		<i>Teucrium montanum:</i> село Каменица: Камењар и Брђанска клисура		
F	p	F	p	F	p	
Ca	2.22	0.167	7373.6	***	3664.57	***
Mg	26861.83	***	112332.3	***	34933.96	***
Fe	6497.03	***	12812.2	***	1807.66	***
Mn	1061.55	***	18753.2	***	1216.24	***
Cu	271.86	***	5452.1	***	2025.12	***
Zn	584.10	***	37123.7	***	11864.17	***
Ni	9680.08	***	249640.4	***	1888.00	***
Pb	63.84	***	20096.6	***	12362.50	***
Cd	149.75	***	7318.8	***	1907.87	***
Co	1498.63	***	71459.0	***	11460.51	***
Cr	583.68	***	41325.0	***	274.89	***

p>0.05 – није значајно; p<0.05 – значајно; p<0.01 – врло значајно; p < 0.001 – врло високо значајно (***)

Вредности коефицијента корелације за садржај испитиваних метала одабраних биљних врста које су узорковане са различитих локалитета показале су велику разноврсност у зависности од тога о којој се биљној врсти ради, као и од испитиваног метала (Табела 54).

Врста *Alyssum alyssoides* узоркована на локалитетима Вучјак и Дубовац показала је слабу негативну корелацију у садржају Mn; значајну позитивну корелацију у

садржају Cu, и врло јаку позитивну или негативну корелацију у садржају осталих метала.

Код врсте *Alyssum markgrafii* узорковане на локалитетима село Каменица, Камењар и Брђанска клисура утврђено је да нема корелације у садржају Mg, Mn и Co; слаба позитивна корелација у садржају Ca; значајна позитивна корелација у садржају Cd; јака позитивна корелација у садржају Cu, и врло јака позитивна корелација у садржају Zn и Ni, као и слаба негативна корелација у садржају Fe; значајна негативна корелација у садржају Cr; јака негативна корелација у садржају Pb.

Врло јака корелација у садржају готово свих испитиваних метала (осим Zn где је корелација слаба позитивна) утврђена је код врсте *Alyssum montanum* узорковане на локалитетима село Каменица и Камењар.

За врсту *Alyssum murale* сакупљену на локалитетима село Каменица, Брђанска клисура, Котража и Ковионица показане су: врло јака позитивна корелација у садржају Mg, јака позитивна корелација у садржају Ni; значајна позитивна корелација у садржају Zn и Cr и слаба позитивна у садржају Co; значајна негативна корелација у садржају Ca, Cu и Cd, и слаба негативна у садржају Pb, као и да нема корелације у садржају Fe и Mn.

Врста *Artemisia alba* узоркована на локалитетима село Каменица, Камењар и Брђанска клисура показала је слабу позитивну корелацијау у садржају Ca, јаку позитивну корелацију у садржају Pb и Cd; значајну негативну у садржају Cu и јаку негативну корелацију у садржају Ni, као и врло јаку корелацију у садржају осталих испитиваних метала.

Код врсте *Chrysopogon gryllus* сакупљене на локалитетима село Каменица, Брђанска клисура, Котража, Ковионица, Голо брдо и Дубовац, показано је да нема корелације у садржају Cu, Zn и Cd; да постоји слаба позитивна корелација у садржају Mn; значајна позитивна у садржају Ca; значајна негативна у садржају Pb, јака негативна корелација у садржају Ni, и врло јака негативна корелација у садржају Mg, Fe, Co и Cr.

Код врсте *Cheilanthes maranthae* сакупљене на локалитетима Камењар и Брђанска клисура, утврђена је врло јака корелација у садржају свих испитиваних метала.

Статистички врло јака позитивна корелација у садржају Ca, Mn, Cu и Cd; јака позитивна корелација у садржају Fe, врло јака негативна корелација у садржају Mg, Ni, Pb, Co и Cr, као и значајна негативна у садржају Zn показани су за врсту *Chamaespartium sagittale* узорковану на локалитетима село Каменица и Голо брдо.

Вредности корелационог коефицијента за врсту рода *Cotinus coggygria* узорковане на локалитетима село Каменица, Брђанска клисура и Дубовац показали су да постоји статистичка врло јака негативна корелација у садржају Mg, Ni и Co; статистички јака негативна корелација у садржају Mn; слаба негативна корелација у садржају Fe, Cu и Pb; статистички јака позитивна корелација у садржају Cr; значајна позитивна корелација у садржају Zn; и слаба позитивна корелација у садржају Cd, као и да не постоји корелација у садржају Ca.

Врста *Dorycnium pentaphyllum subsp. herbaceum* сакупљена на локалитетима село Каменица и Камењар, показала је врло јаку корелацију у садржају свих испитиваних метала.

За врсту *Eryngium serbicum* узорковану на локалитетима Котража и Ковионица, показана је врло јака корелација у садржају готово свих испитиваних метала (осим Cd где је корелација јака негативна).

Код врсте *Euphorbia cyparissias* сакупљене на локалитетима Брђанска клисура, Котража, Ковионица, Вучјак, Голо брдо и Дубовац утврђено је да постоји врло јака негативна корелација у садржају Mg и Cu; јака негативна корелација у садржају Ni и Co; значајна негативна у садржају Mn, Zn и Cr; слаба негативна у садржају Fe и Pb, и

слаба позитивна у садржају Са, као и да нема статистички значајане корелације у садржају Cd.

Врло јака корелација у садржају свих испитиваних метала показана је за врсту *Euphorbia glabriflora* узорковану на локалитетима село Каменица и Камењар.

Врста *Helleborus odoratus* узоркована на локалитетима Брђанска клисура, Котража, Ковионица и Вучјак, показала је врло јаку позитивну корелацију у садржају Cd; јаку позитивну корелацију у садржају Mn и Zn; врло јаку негативну корелацију у садржају Mg; значајну негативну у садржају Са, Cu и Ni; слабу негативну у садржају Co и Cr, као и да нема корелације у садржају Fe и Pb.

Јака негативна корелација у садржају Cu; значајна негативна у садржају Zn, као и да не постоји корелација у садржају осталих испитиваних метала показана је за врсту *Helleborus multifidus subsp. serbicus* сакупљену на локалитетима село Каменица, Камењар и Ковионица.

Значајна негативна корелација у садржају Са, Mn, Cu и Cd; слаба негативна у садржају Fe и непостојање корелације у садржају осталих испитиваних метала утврђено је код врсте рода *Melica ciliata* узорковане на локалитетима село Каменица, Брђанска клисура, Котража, Ковионица и Вучјак.

Код врсте *Potentilla argentea* узорковане на локалитетима село Каменица и Вучјак, показано је да нема корелације у садржају Cu; јака негативна корелација у садржају Co, као и врло јака корелација у садржају осталих испитиваних метала.

Врста *Potentilla cinerea* сакупљена на локалитетима Брђанска клисура, Котража, Ковионица, Голо брдо и Дубовац, показала је јаку позитивну корелацију у садржају Cd; значајну позитивну у садржају Fe, Mn и Pb, и значајну негативну у садржају Са и Cu, као и да нема корелације у садржају осталих испитиваних метала.

Код врсте *Rumex acetosella* узорковане на локалитетима Камењар, Ковионица и Голо брдо утврђена је слаба негативна корелација у садржају Mg, значајна негативна у садржају Ni, Pb и Cr; јака негативна корелација у садржају Cu и Zn, као и врло јака корелација у садржају осталих испитиваних метала.

Код врсте *Sanguisorba minor* сакупљане на локалитетима село Каменица, Котража, Ковионица, Вучјак и Голо брдо, утврђено је да нема корелације у садржају Са и Pb; слаба негативна корелација у садржају Mn, Cu и Cr; значајна негативна корелација у садржају Mg, Fe, Ni, Cd и Co; и јака негативна корелација у садржају Zn.

За врсту *Sedum acre* сакупљену на локалитетима село Каменица, Брђанска клисура, Ковионица и Дубовац потврђено је постојање статистички јаке негативне корелације у садржају Mg, Fe, Mn, Ni, Pb, Cd, Co и Cr; слабе негативне корелације у садржају Zn, и јаке позитивне корелације у садржају Cu; као и да нема корелације у садржају Са.

Код врсте *Stachys scardica* узорковане на локалитетима село Каменица и Камењар, утврђено је да нема корелације у садржају Mn, као и врло јака корелација у садржају осталих испитиваних метала.

Јака позитивна корелација у садржају Са и Mn; значајна позитивна у садржају Cu, Zn и Cd, и значајна негативна у садржају Mg и Pb; слаба у садржају Fe, Ni, Co и Cr показане су за врсту *Stachys recta* узорковану на локалитетима село Каменица, Камењар, Брђанска клисура, Вучјак и Голо брдо.

Врста *Stipa pennata* сакупљена на локалитетима Камењар и Брђанска клисура показала је слабу позитивну корелацију у садржају Са и врло јаку корелацију у садржају осталих испитиваних метала.

Код врсте *Teucrium chamaedrys* узорковане на локалитетима село Каменица, Вучјак, Голо брдо и Дубовац утврђено је да нема корелације у садржају Са, Cu и Zn; слаба негативна корелација у садржају Pb; значајна негативна у садржају Fe и Cd; јака негативна у садржају Mg и Mn, и врло јака негативна корелација у садржају Ni, Co и Cr.

Вредности коефицијента корелације код врсте *Teucrium montanum* сакупљене на локалитетима село Каменица, Камењар и Брђанска клисура, показали су да нема корелације у садржају Са; значајну позитивну корелацију у садржају Mg и Cr, јаку позитивну корелацију у садржају Zn, као и врло јаку позитивну корелацију у садржају осталих испитиваних метала.

Табела 54. Вредности коефицијента корелације (r) између концентрација метала у одабраним биљкама на различитим локалитетима

Биљне врсте	Ca	Mg	Fe	Mn	Cu	Zn	Ni	Pb	Cd	Co	Cr
	г	г	г	г	г	г	г	г	г	г	г
<i>Alyssum alyssoides</i> : Вучјак и Дубовац	1.00	-0.96	-1.00	-0.41	0.53	1.00	-1.00	1.00	0.99	-1.00	-1.00
<i>Alyssum markgrafii</i> : село Каменица: Камењар и Брђанска клисура	0.45	-0.20	-0.41	-0.14	0.89	0.98	1.00	-0.88	0.65	-0.19	-0.55
<i>Alyssum montanum</i> : село Каменица и Камењар	1.00	-1.00	-0.97	-1.00	0.99	0.31	0.99	-1.00	-0.99	-0.99	-1.00
<i>Alyssum murale</i> : село Каменица: Брђанска клисура: Котража и Ковионица	-0.66	0.96	-0.26	-0.01	-0.58	0.64	0.82	-0.33	-0.60	0.41	0.60
<i>Artemisia alba</i> : село Каменица: Камењар и Брђанска клисура	0.35	-0.98	0.99	0.97	-0.68	0.95	-0.84	0.77	0.78	0.98	1.00
<i>Chrysopogon gryllus</i> : село Каменица: Брђанска клисура: Котража: Ковионица: Голо брдо и Дубовац	0.57	-0.97	-0.92	0.31	-0.17	0.07	-0.79	-0.57	-0.19	-0.95	-0.96
<i>Cheilanthes maranthae</i> : Камењар и Брђанска клисура	0.93	1.00	-1.00	-1.00	1.00	1.00	1.00	0.99	0.91	-1.00	-1.00
<i>Chamaespartium sagittale</i> : село Каменица и Голо брдо	1.00	-1.00	0.78	1.00	0.99	-0.63	-1.00	-1.00	0.94	-1.00	-1.00
<i>Cotinus coggygria</i> : село Каменица: Брђанска клисура и Дубовац	0.17	-0.95	-0.48	-0.87	-0.45	0.61	-0.99	-0.34	0.34	-1.00	0.86
<i>Dorycnium pentaphyllum</i> subsp. <i>herbaceum</i> : село Каменица и Камењар	-1.0	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
<i>Eryngium serbicum</i> : Котража и Ковионица	-1.00	0.99	-1.00	1.00	-0.98	0.98	-1.00	-0.98	-0.81	-1.00	-1.00
<i>Euphorbia cyparissias</i> : Брђанска клисура: Котража: Ковионица: Вучјак: Голо брдо и Дубовац	0.39	-0.92	-0.48	-0.56	-0.97	-0.67	-0.78	-0.41	-0.12	-0.82	-0.67
<i>Euphorbia glabriflora</i> : село Каменица и Камењар	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	1.00	1.00	-1.00	-1.00	-0.95	-1.00	-1.00
<i>Helleborus odorus</i> : Брђанска клисура: Котража: Ковионица и Вучјак	0.63	-0.99	-0.21	0.86	-0.58	0.75	-0.68	0.05	0.94	-0.36	-0.50
<i>Helleborus multifidus</i> subsp. <i>serbicus</i> : село Каменица: Камењар и Ковионица	0.25	0.10	-0.03	0.06	-0.75	-0.65	-0.05	-0.04	-0.06	-0.01	-0.01
<i>Melica ciliata</i> : село Каменица: Брђанска клисура: Котража: Ковионица и Вучјак	-0.69	0.22	-0.35	-0.57	-0.63	0.07	0.09	-0.11	-0.55	-0.01	0.00
<i>Potentilla argentea</i> : село Каменица и Вучјак	1.00	-1.00	-1.00	0.92	-0.16	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.84	-1.00
<i>Potentilla cinerea</i> : Брђанска клисура: Котража: Ковионица: Голо брдо и Дубовац	-0.68	-0.20	0.55	0.61	-0.68	-0.09	-0.15	0.61	0.71	-0.03	-0.08

<i>Rumex acetosella:</i>												
Камењар: Ковионица и Голо брдо	0.96	-0.41	-0.93	-0.93	-0.73	-0.72	-0.54	-0.63	-0.98	-1.00	-0.55	
<i>Sanguisorba minor:</i>												
село Каменица: Котража: Ковионица: Вучјак и Голо брдо	0.26	-0.54	-0.69	-0.41	-0.47	-0.71	-0.60	-0.28	-0.54	-0.58	-0.39	
<i>Sedum acre:</i>												
село Каменица: Брђанска клисура: Ковионица и Дубовац	-0.08	-0.88	-0.85	-0.81	0.71	-0.39	-0.87	-0.77	-0.90	-0.84	-0.88	
<i>Stachys scardica:</i>												
село Каменица и Камењар	-1.00	-0.99	-1.00	-0.30	-0.98	-0.99	-0.99	-1.00	-0.99	-0.99	-1.00	
<i>Stachys recta:</i>												
село Каменица: Камењар: Брђанска клисура: Вучјак и Голо брдо	0.73	-0.69	0.46	0.88	0.53	0.64	-0.41	-0.62	0.70	0.40	0.35	
<i>Stipa pennata:</i>												
Камењар и Брђанска клисура	0.43	1.00	1.00	1.00	0.98	0.99	1.00	-0.93	0.97	1.00	0.99	
<i>Teucrium chamaedrys:</i>												
село Каменица: Вучјак: Голо брдо и Дубовац	0.23	-0.81	-0.64	-0.84	-0.19	-0.09	-0.95	-0.47	-0.57	-0.97	-0.95	
<i>Teucrium montanum:</i>												
село Каменица: Камењар и Брђанска клисура	0.23	0.70	0.96	0.94	1.00	0.81	0.99	0.96	1.00	0.97	0.53	

r – Pearson-ов коефицијент корелације (0-0.3: нема корелације; 0.3-0.5: слаба корелација; 0.5-0.7: значајна корелација; 0.7-0.9: јака корелација; 0.9-1.0: врло јака корелација)

Резултати ове студије су показали да су поједине биљне врсте узорковане на земљиштима различитих геолошких подлога садржале различите количине истих метала. Такође, специфичне особине сваке биљне врсте су врло значајне у одређивању биодоступности елемената, што су показали и добијени резултати, обзиром да су поједине врсте биљака на земљиштима насталим на различитим геолошким подлогама садржале приближне концентрације појединих метала.

Добијени резултати су показали да су проучаване биљне врсте добро акумулирале Cu и Zn без обзира на тип геолошке подлоге са којих су узорковане. Такође, на серпентинској и песку као геолошкој подлози бољу акумулацију испитиваних метала показале су оне врсте које су еколошки прилагођене том типу подлоге (серпентинофите и псамофите). Резултати су показали прилагођеност облигатних серпентинофита да из специфичне серпентинске геолошке подлоге богате металима усвајају и акумулирају нарочито тешке метале, али и знатне количине Са независно на његову малу концентрацију у земљишту. Усвајање метала на другим проучаваним подлогама зависило је пре свега од концентрације датог метала у земљишту и генетске предиспозиције одређене врсте да га усваја и акумулира.

УПОРЕДНА АНАЛИЗА САДРЖАЈА МЕТАЛА У БИЉКАМА ИСТОГ РОДА И ФАМИЛИЈЕ УЗОРКОВАНИХ СА РАЗЛИЧИТИХ ЛОКАЛИТЕТА

Средње вредности концентрације испитиваних метала у у биљкама истог рода и фамилије узоркованих са различитих локалитета приказане су на Графику 25. Упоредна статистичка анализа садржаја метала код биљака које припадају истом роду, а које су узорковане са различитих локалитета дата је за следеће врсте биљака:

- *Alyssum alyssoides*, *Alyssum markgrafii*, *Alyssum montanum*, *Alyssum murale* на локалитетима село Каменица, Камењар, Брђанска клисура, Котража, Ковионица, Вучјак и Дубовац;

- *Artemisia absinthium*, *Artemisia alba*, *Artemisia campestris*, *Artemisia vulgaris* на локалитетима село Каменица, Камењар, Брђанска клисура, Котража, Вучјак и Дубовац;

- *Eryngium campestre* и *Eryngium serbicum* на локалитетима Котража, Ковионица и Голо брдо;

- *Euphorbia amygdaloides*, *Euphorbia cyparissias*, *Euphorbia glabriflora*, *Euphorbia sequierana* на локалитетима село Каменица, Камењар, Брђанска клисура, Котража, Ковионица, Вучјак, Голо брдо и Дубовац;

- *Helleborus odoratus* и *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus* на локалитетима село Каменица, Камењар, Брђанска клисура, Котража, Ковионица и Вучјак;

- *Potentilla cinerea*, *Potentilla argentea* и *Potentilla visianii* на локалитетима село Каменица, Брђанска клисура, Котража, Ковионица, Вучјак, Голо брдо и Дубовац;

- *Rumex acetosella* и *Rumex crispus* на локалитетима Камењар, Ковионица, Вучјак и Голо брдо;

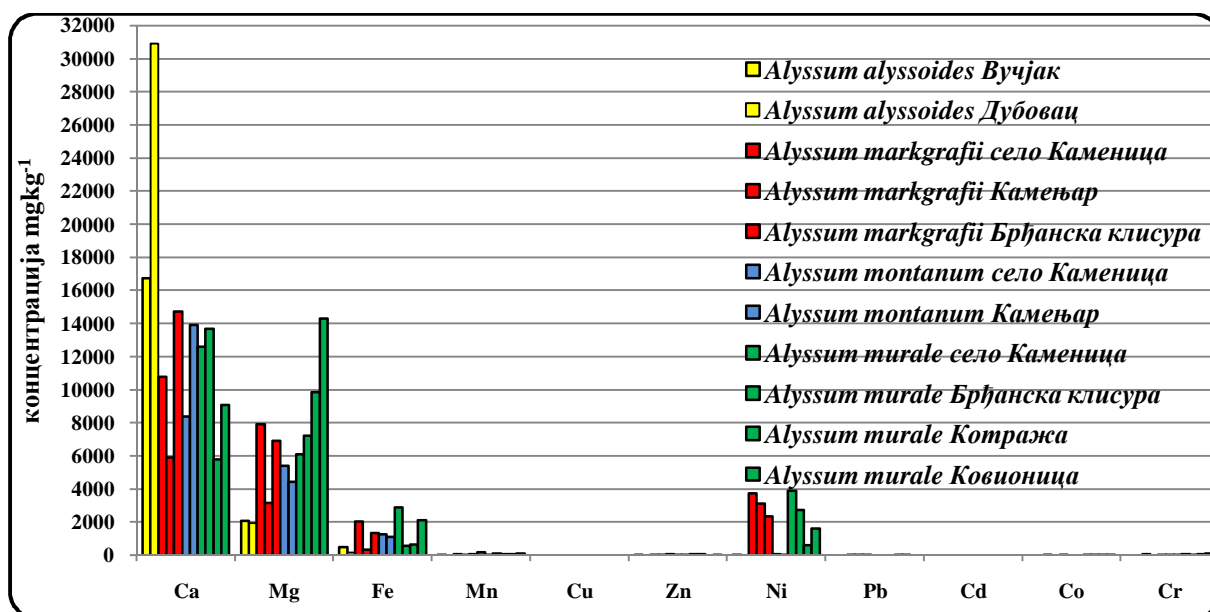
- *Silene sendtneri* и *Silene vulgaris* на локалитетима село Каменица и Вучјак;

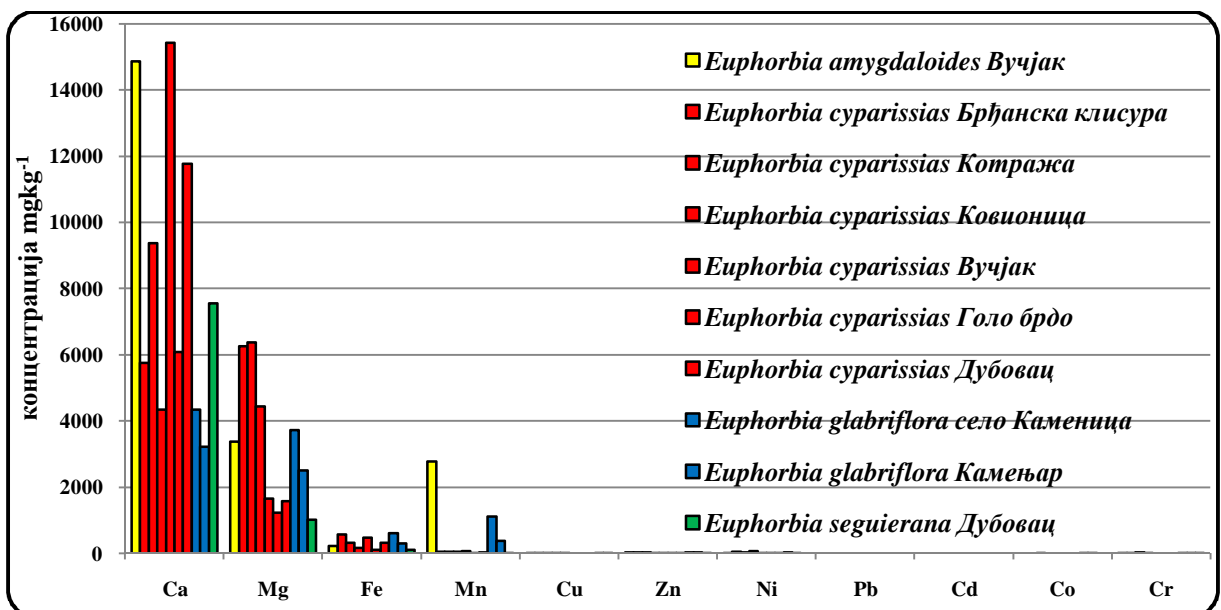
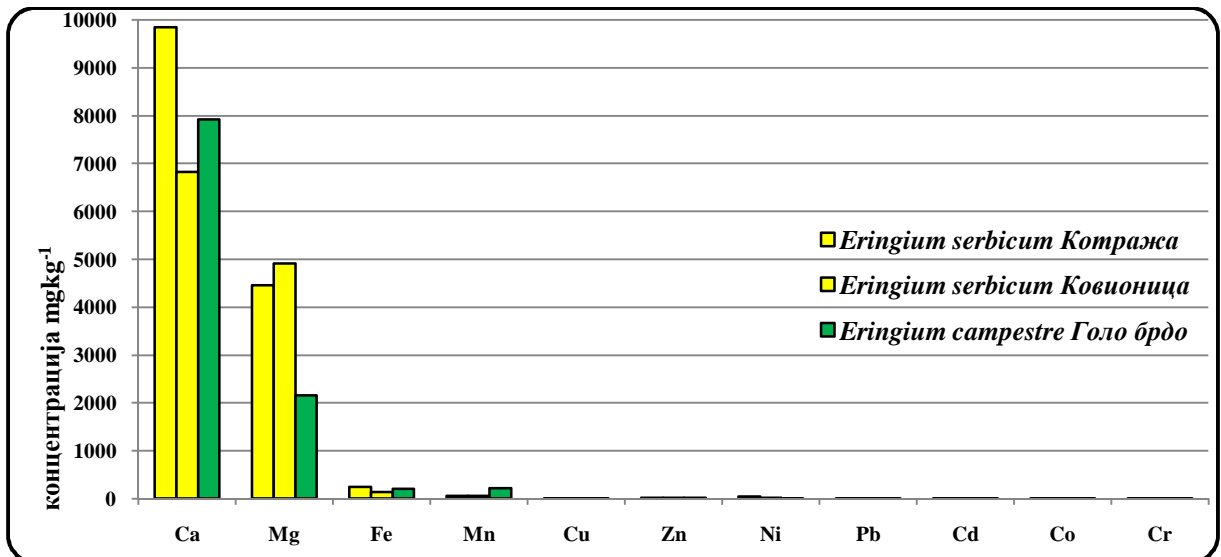
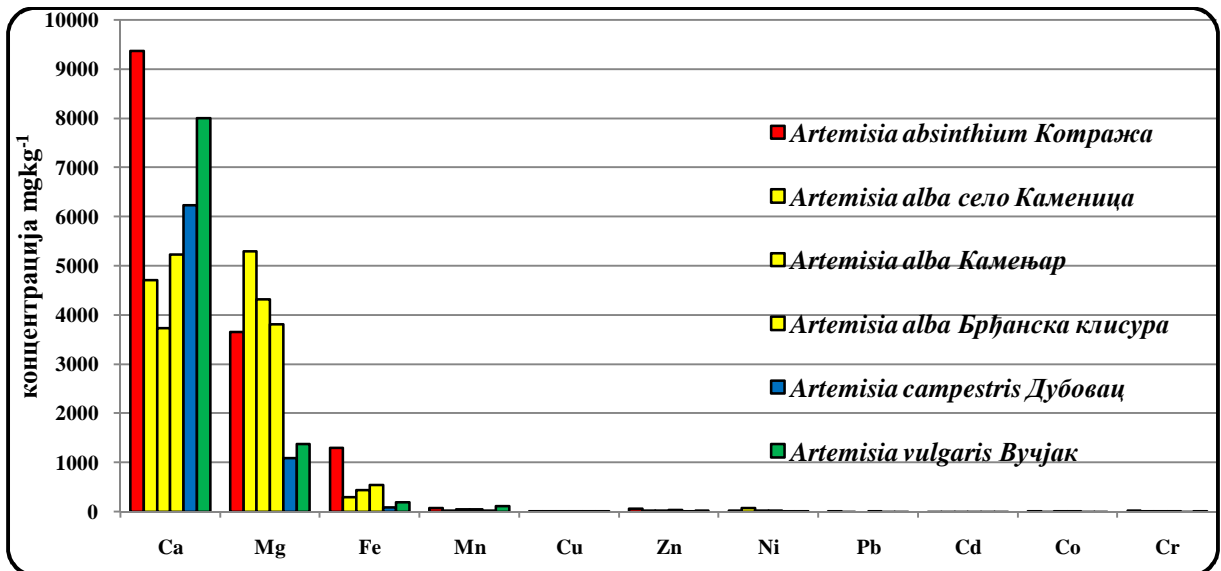
- *Stachys scardica*, *Stachys recta* на локалитетима село Каменица, Камењар, Брђанска клисура, Вучјак и Голо брдо;

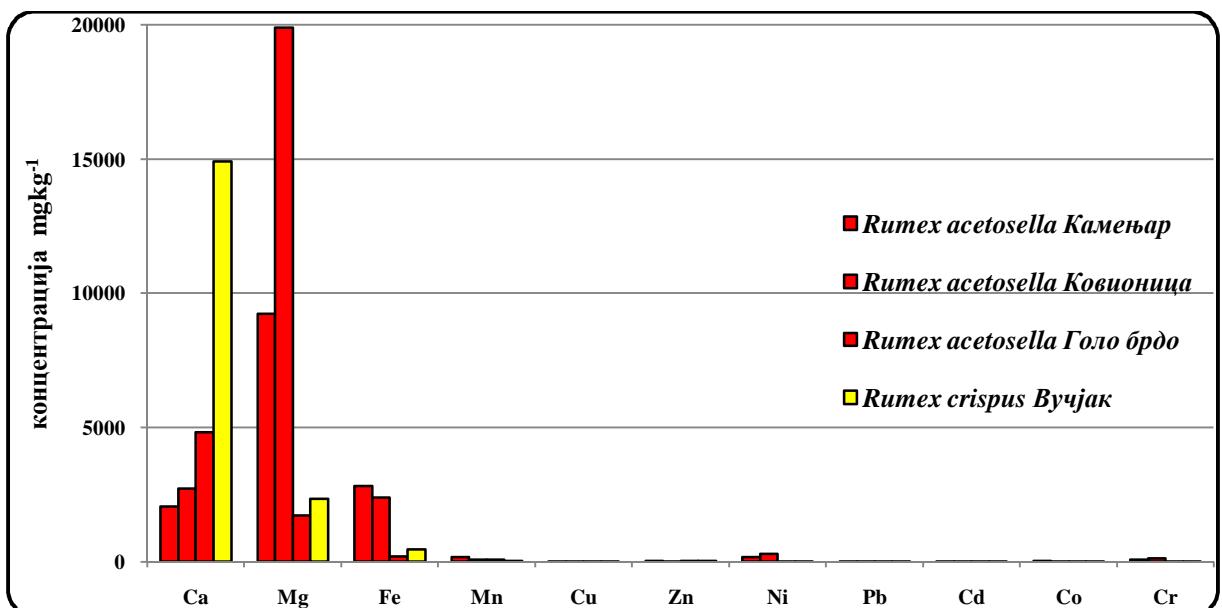
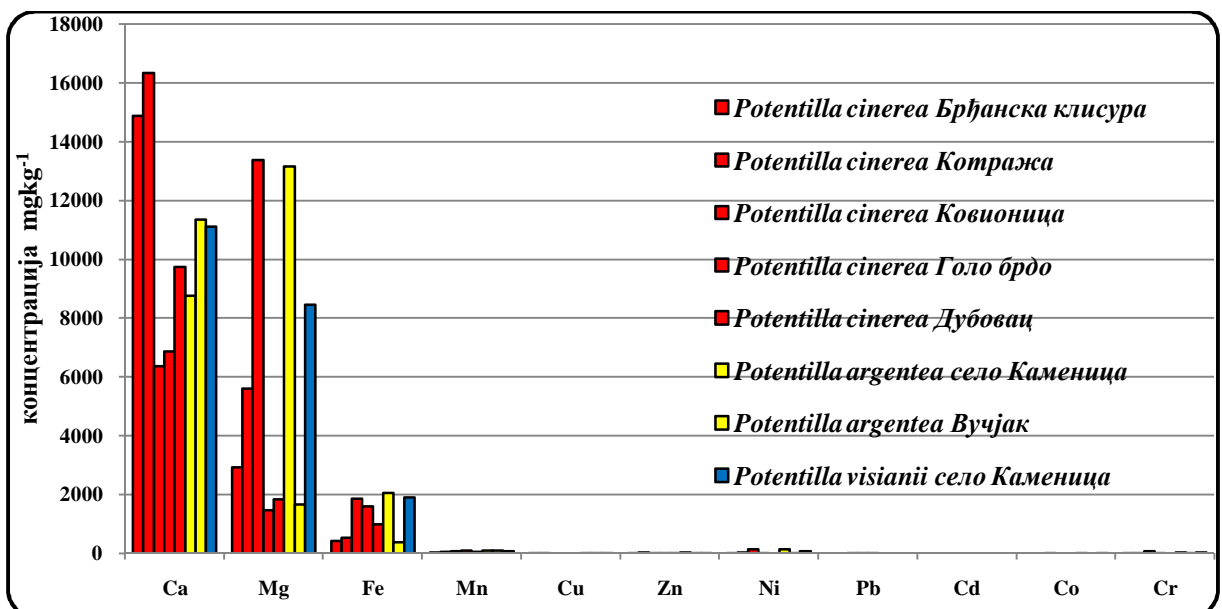
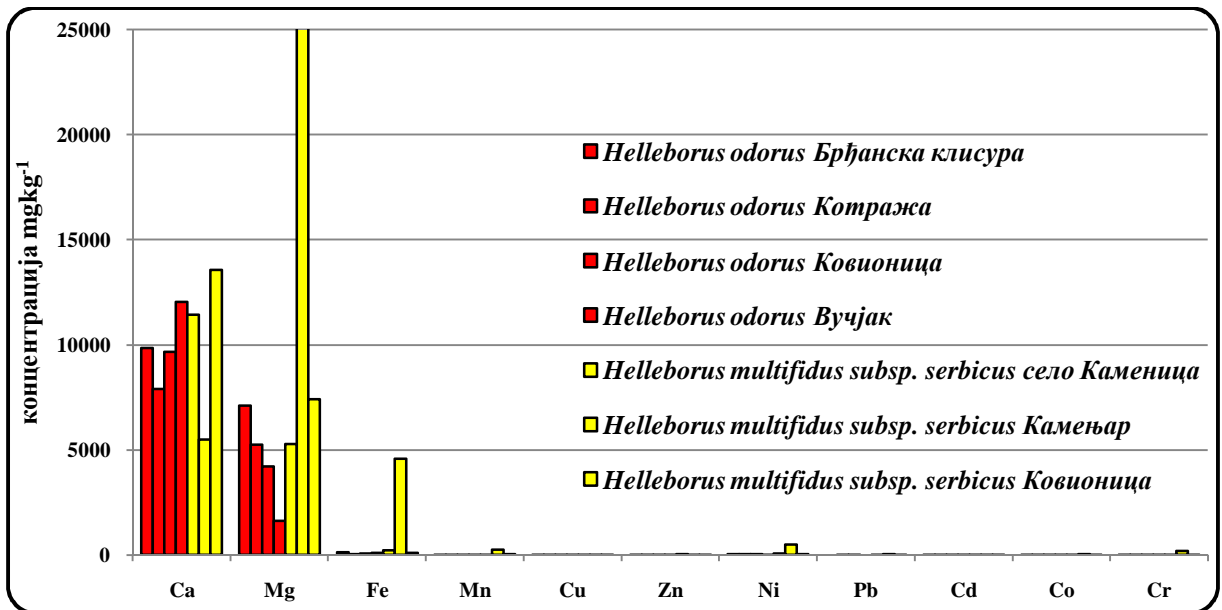
- *Stipa joannis* и *Stipa pennata* на локалитетима Камењар, Брђанска клисура и Дубовац;

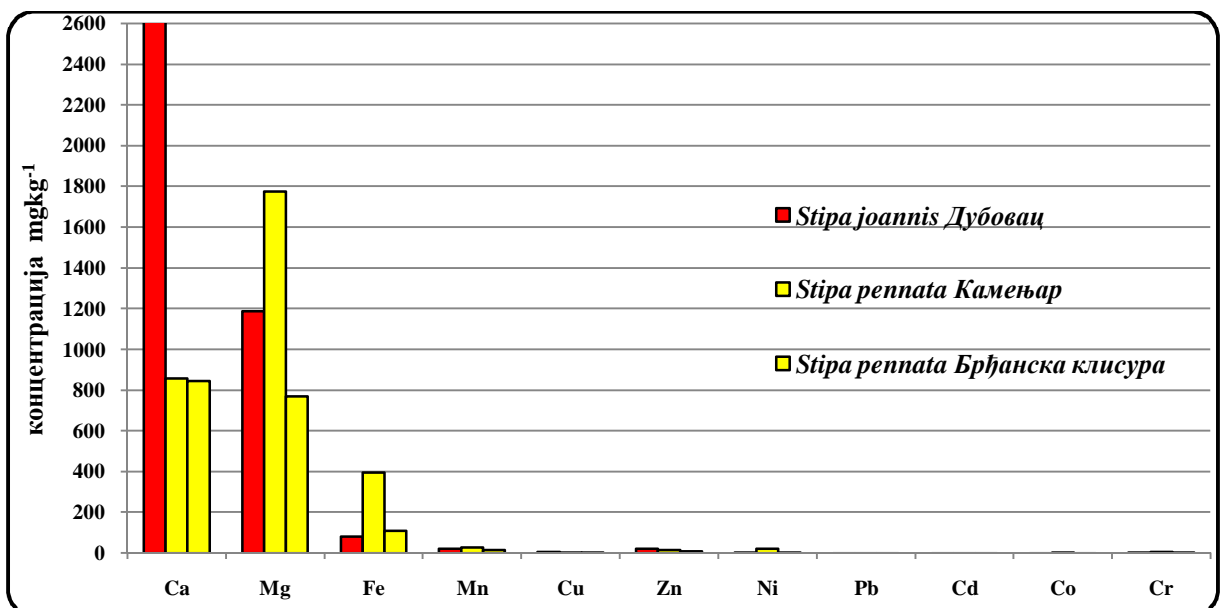
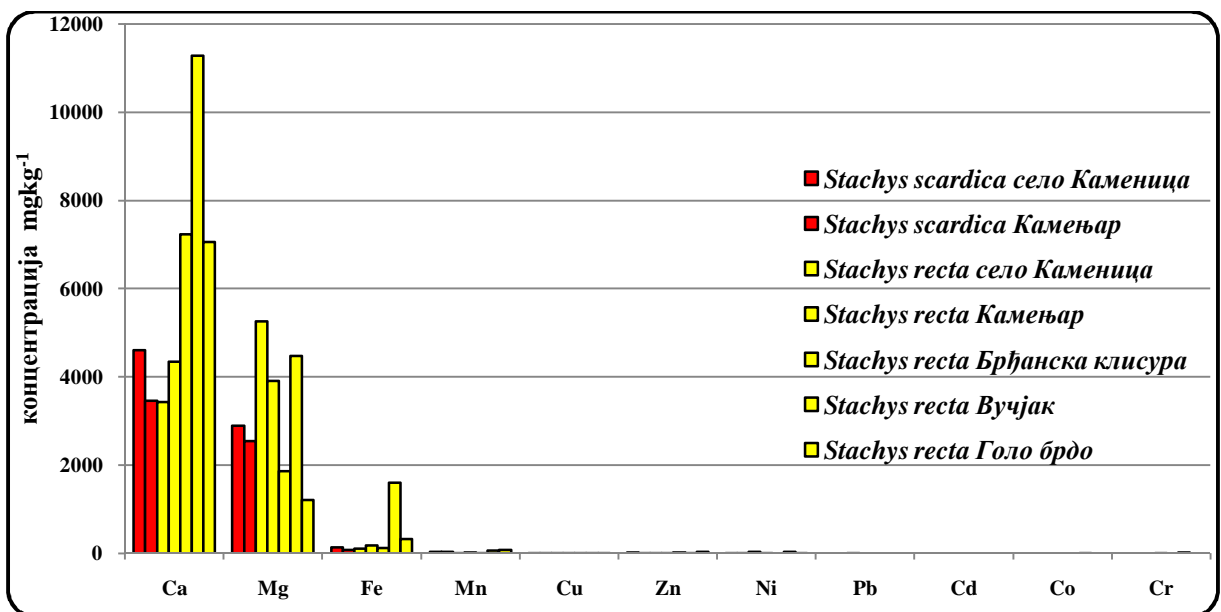
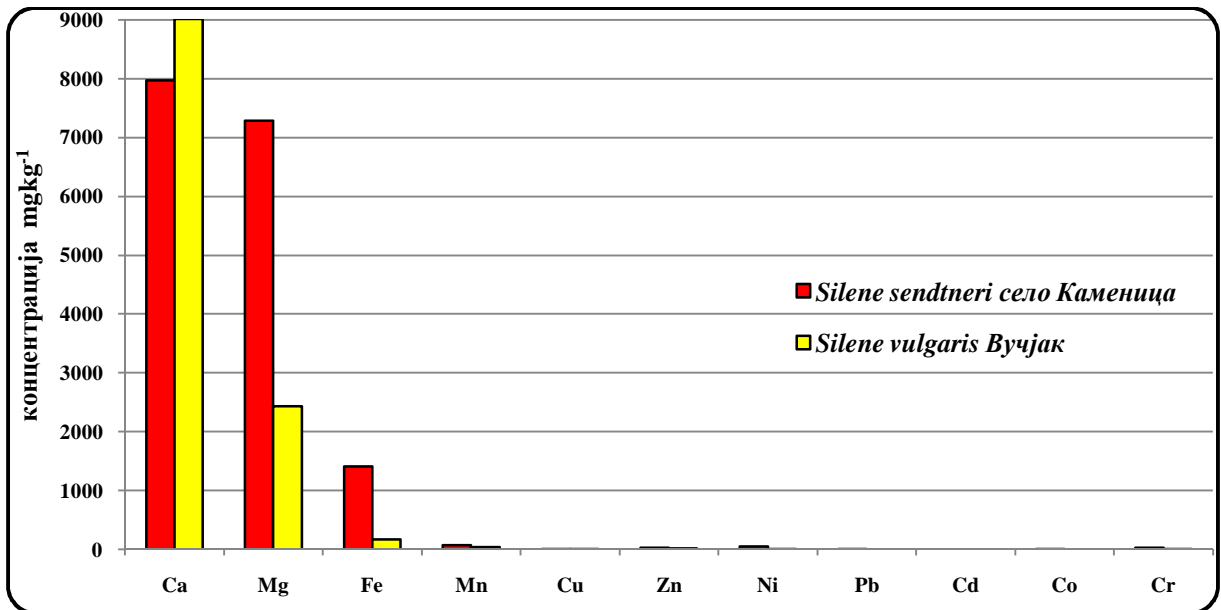
- *Teucrium chamaedrys* и *Teucrium montanum* на локалитетима село Каменица, Камењар, Брђанска клисура, Вучјак, Голо брдо и Дубовац.

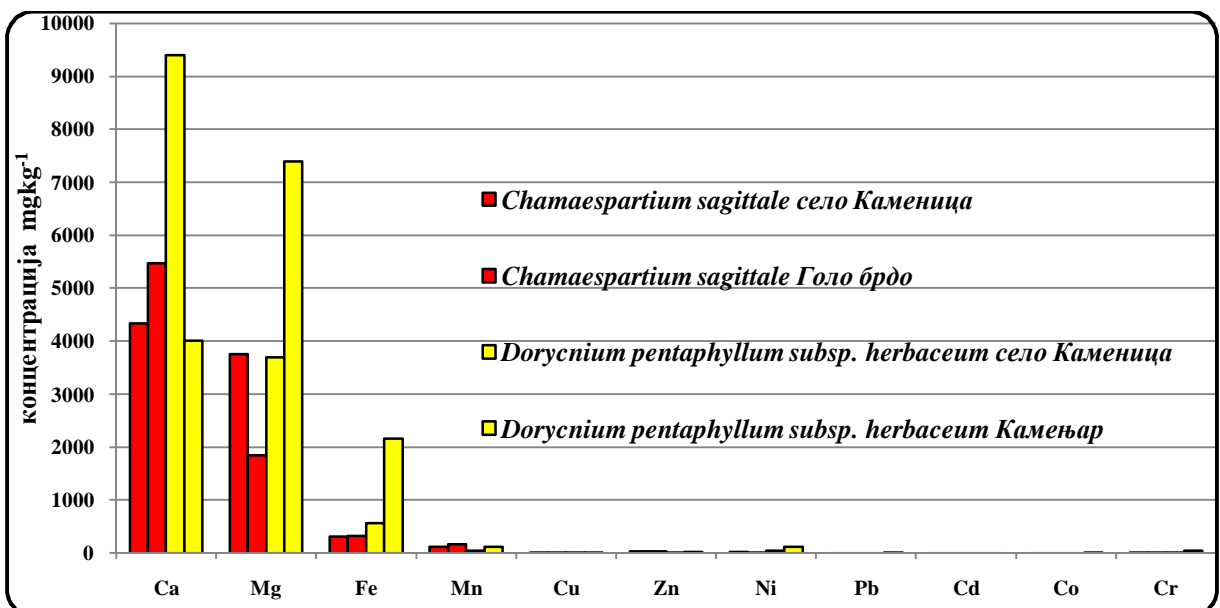
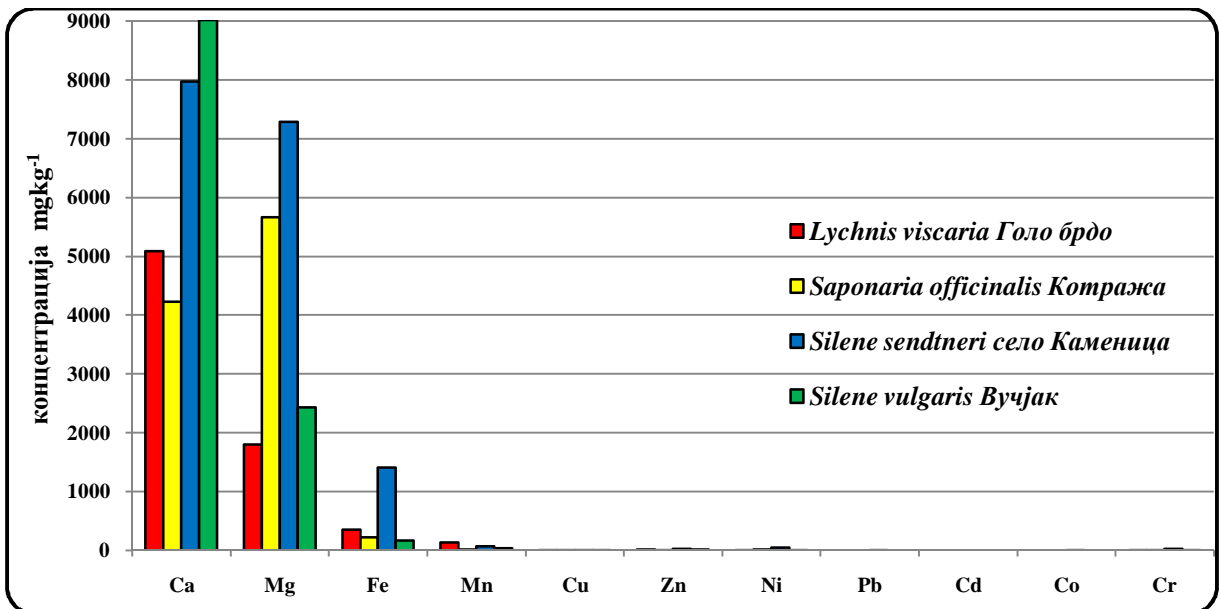
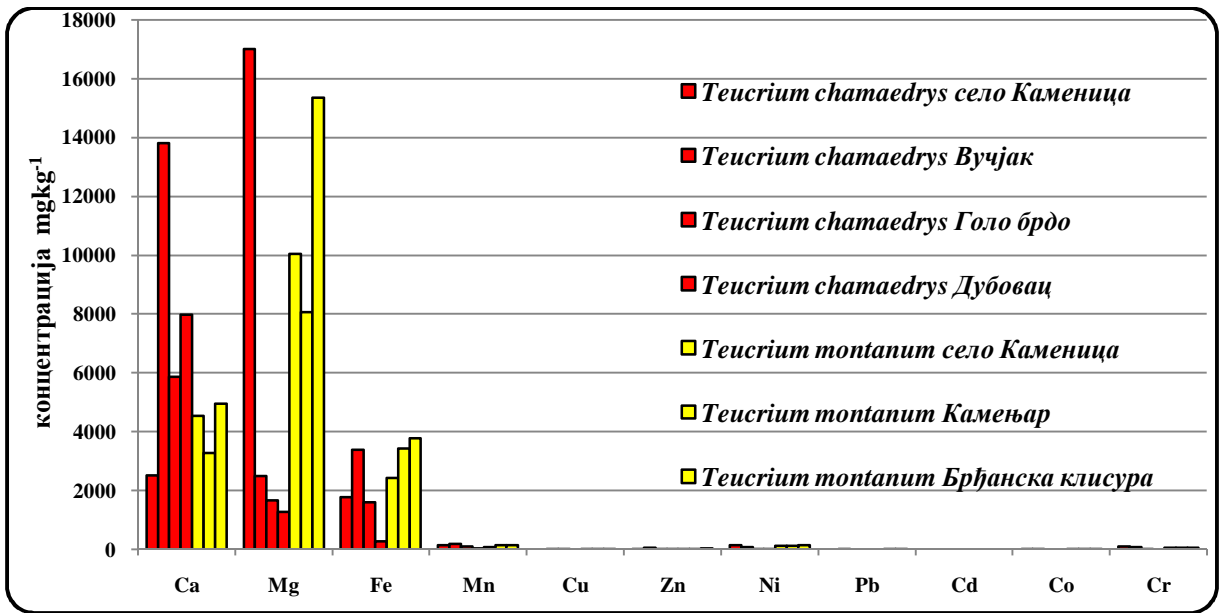
График 25. Концентрације испитиваних метала [mgkg^{-1}] у биљкама истог рода и фамилије узоркованих са различитих локалитета

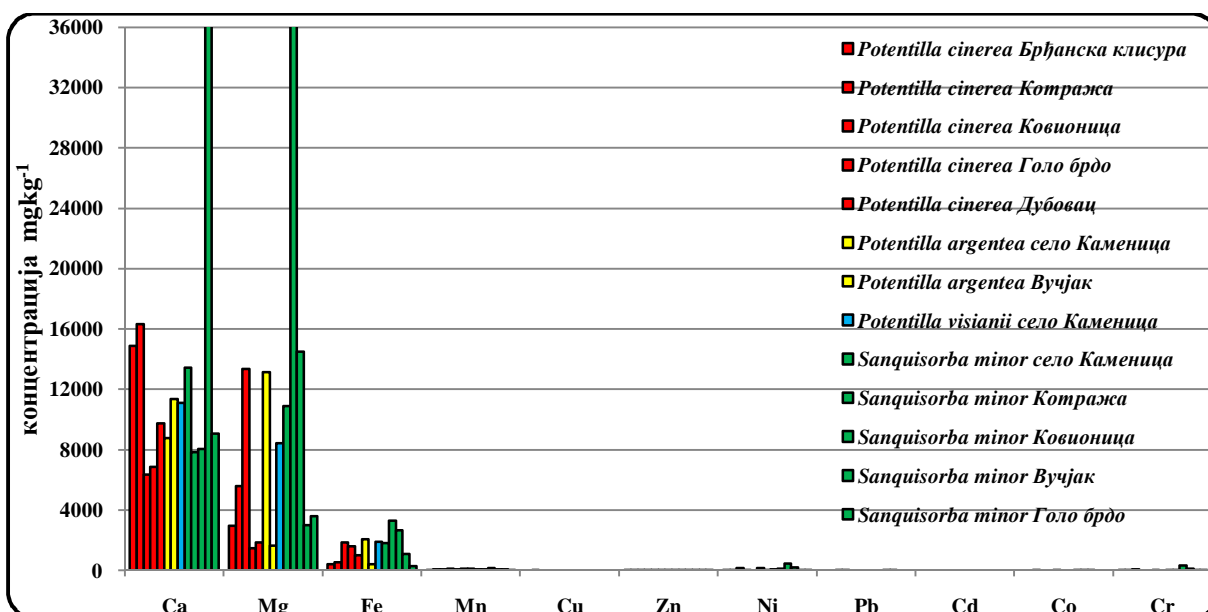
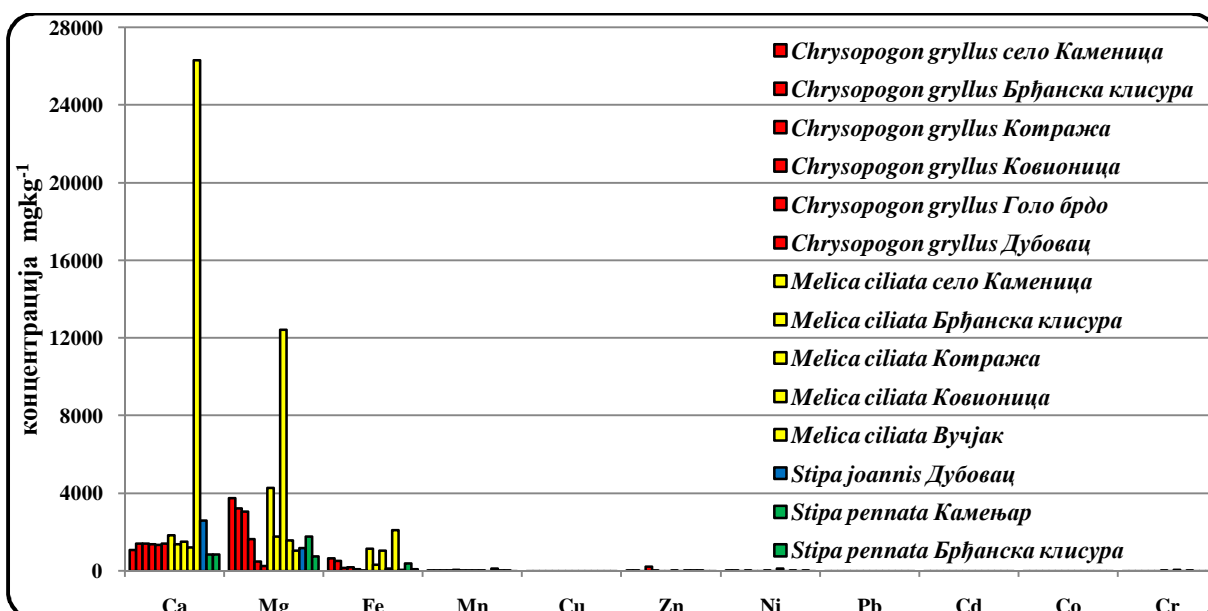
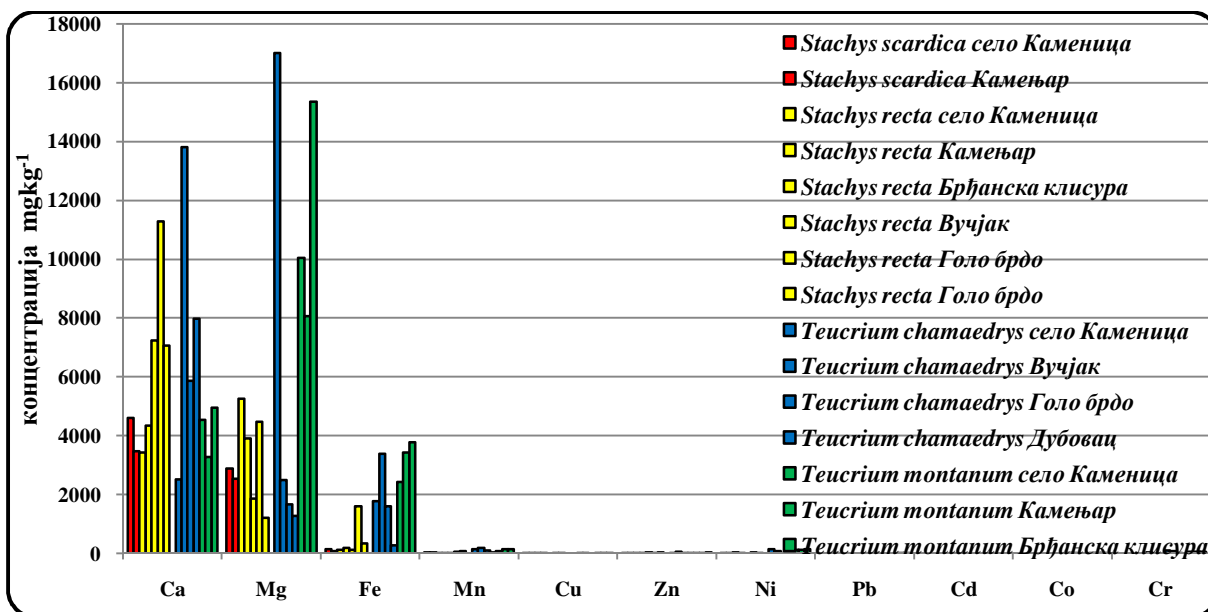












Резултати кластер анализе показују да постоји велика сличност у садржају различитих метала између врста *E. glabriflora* узорковане са серпентинског земљишта и *E. cyparissias* са различитих подлога и то: са серпентина у садржају Mn, Cu и Co; са кречњака у садржају Pb; са андезита у садржају Fe, и са песка у садржају Ca, Mg, Mn и Zn. Показана је сличност између врсте *E. glabriflora* узорковане са серпентинског земљишта и *E. sequierana* са песка у садржају Mg, Fe, Cu и Zn. Такође, утврђена је велика сличност у усвајању Mn између врста *E. cyparissias* са кречњака и *E. sequierana* са песка, као и у садржају Mg, Mn, Cu, Zn и Pb између врсте *E. cyparissias* узорковане са серпентинског и *E. amygdaloides* са кречњачког земљишта.

Резултати кластер анализе показују да постоји велика сличност између врсте *H. odoratus* узорковане са серпентинског земљишта и *H. multifidus* subsp. *serbicus* у садржају Ca и Mn на серпентину, као и Pb на кречњаку.

Резултати кластер анализе показују да постоји велика сличност у садржају Ca, Ni и Co међу врстама *P. argentea* и *P. visianii* узоркованих са серпентинског земљишта, ако и *P. visianii* на серпентину и *P. argentea* на кречњаку у садржају Pb и Cr. Такође, утврђена је сличност између врсте *P. argentea* узорковане са серпентинског земљишта и *P. cinerea* на серпентину у садржају Cd, на андезиту у садржају Cd и Cr, и на песку у садржају Pb и Zn. Утврђена је и велика сличност између врста *P. argentea* на кречњаку и *P. cinerea* на песку у садржају Co, као и *P. cinerea* и *P. visianii* на серпентину у садржају Cu.

Резултати кластер анализе показују да постоји велика сличност *R. crispus* на кречњаку и *R. acetosella* на серпентину у садржају Cd, Co и Cr, и у садржају Fe, Cu и Pb на андезиту.

Резултати кластер анализе показују да постоји велика сличност у садржају Mn и Cu између врсте *S. sendtneri* на серпентину и *S. vulgaris* на кречњаку.

Резултати кластер анализе показују да постоји велика сличност у садржају Mg, Mn, Ni, Pb, Cd, Co и Cr између врста *S. scardica* и *S. recta* узоркованих са серпентинског земљишта.

Резултати кластер анализе показују да постоји велика сличност у садржају Ca, Pb и Cr између врсте *S. joannis* на песку и *S. pennata* на серпентину.

Резултати кластер анализе показују да постоји велика сличност између врсте *Ch. gryllus* на серпентину *M. ciliata* на серпентину и кречњаку у садржају Ca, Cu и Pb.

Резултати кластер анализе показују да постоји велика сличност између врсте *T. montanum* на серпентину и *T. chamaedrys* у садржају Cu и Cr на серпентину, у садржају Mg и Cr на кречњаку, у садржају Zn, Pb и Cr на андезиту и у садржају Fe, Mn, Cd, Co и Cr на песку. Такође, утврђена је сличност у садржају Mg између врста *T. chamaedrys* и *T. montanum* на кречњаку.

Добијени резултати кластер анализе указују да серпентинска геолошка подлога утиче на усвајање и акумулацију Ca, Mn, Cu, Ni, Cd, Co и Cr, а кречњачка на усвајање и акумулацију Mg, обзиром да су биљке показале велику сличност у усвајању поменутих метала на овим подлогама независно да ли припадају истим или различитим родовима. Такође, проучаване биљке су на серпентинској и кречњачкој подлози показале велику сличност у акумулацији Mg, Mn, Cu, Pb и Cr; на серпентинској и андезитној подлози Cr, и на серпентинској и песку као геолошкој подлози Ca, Mg, Mn, Fe, Zn, Pb и Cr. Постоји и велика сличност у биљној акумулацији Cu, Fe и Pb на кречњачкој и андезитној подлози, као и Mn и Co на кречњачкој и песку као геолошкој подлози.

Резултати кластер анализе указују да су представници проучаваних родова показали сличност у акумулацији одређених метала на различитим геолошким подлогама, тако да можемо предпоставити да је на њихово усвајање и акумулацију у великој мери утиче генетска предиспозиција биљака. Код проучаваних врста рода *Euphorbia* је утврђена сличност у акумулацији Ca, Mg, Mn, Fe, Cu, Zn, Pb и Co, код рода

Helleborus Ca, Mn и Pb; код рода *Potentilla* Ca, Cu, Zn, Pb, Ni, Co и Cr; код рода *Rumex* Fe, Cu, Pb, Cd, Co и Cr; код рода *Silene* Mn и Cu; код рода *Stachys* Mg, Mn, Ni, Pb, Cd, Co и Cr; код рода *Stipa* Ca, Pb и Cr и код рода *Teucrium* Mg, Mn, Fe, Cu, Zn, Pb, Cd, Co и Cr. Такође, код представника родова *Alyssum*, *Artemisia* и *Eryngium* није утврђена сличност у усвајању испитиваних метала, што указује да пре свега геолошка подлога утиче на усвајање метала код проучаваних врста ових родова.

Резултати анализе варијанси између садржаја метала код биљака истог рода узоркованих са различитих локалитета (Табела 55) су показали да постоји врло високо статистички значајна разлика у садржају испитиваних метала код представника истог рода који су узроковани са различитих локалитета, односно геолошке подлоге.

Табела 55. Анализа варијансе између концентрација метала у биљним врстама из истог рода на различитим локалитетима

<i>Alyssum alyssoides:</i> <i>Alyssum markgrafii:</i> <i>Alyssum montanum:</i> <i>Alyssum murale:</i> село Каменица: Камењар: Брђанска клисура: Котража: Ковионица: Вучјак и Дубовац		<i>Artemisia absinthium:</i> <i>Artemisia alba:</i> <i>Artemisia campestris:</i> <i>Artemisia vulgaris:</i> село Каменица: Камењар: Брђанска клисура: Котража: Вучјак и Дубовац		<i>Eryngium campestre:</i> <i>Eryngium serbicum:</i> Котража: Ковионица и Голо брдо		<i>Euphorbia amygdaloides:</i> <i>Euphorbia cyparissias:</i> <i>Euphorbia glabriflora:</i> <i>Euphorbia sequierana:</i> село Каменица: Камењар: Брђанска клисура: Котража: Ковионица: Вучјак: Голо брдо и Дубовац		
	F	p	F	p	F	p	F	p
Ca	7490.52	***	12490.6	***	4598.81	***	14502.37	***
Mg	48414.69	***	18927.2	***	8317.41	***	16653.80	***
Fe	10806.32	***	6240.5	***	1787.04	***	4492.48	***
Mn	17655.43	***	4566.0	***	16778.09	***	3421.92	***
Cu	3318.40	***	1262.5	***	558.14	***	2687.74	***
Zn	17383.67	***	62198.2	***	400.47	***	1772.83	***
Ni	56816.70	***	130925.8	***	30156.07	***	27029.96	***
Pb	27010.20	***	8418.5	***	3178.89	***	1513.87	***
Cd	1071.38	***	451.3	***	91.95	***	719.92	***
Co	14874.07	***	21401.6	***	16268.92	***	16116.80	***
Cr	24305.66	***	4394.5	***	2264.25	***	22042.14	***

<i>Helleborus odorus:</i> <i>Helleborus multifidus</i> subsp. <i>serbicus:</i> село Каменица: Камењар: Брђанска клисура: Котража: Ковионица и Вучјак		<i>Potentilla cinerea:</i> <i>Potentilla argente:</i> <i>Potentilla visianii:</i> село Каменица: Брђанска клисура: Котража: Ковионица: Вучјак: Голо брдо и Дубовац		<i>Rumex acetosella:</i> <i>Rumex crispus:</i> Камењар: Ковионица: Вучјак и Голо брдо		<i>Silene sendtneri:</i> <i>Silene vulgaris:</i> село Каменица и Вучјак		
	F	p	F	p	F	p	F	p
Ca	9646.6	***	32768.17	***	136026.1	***	2673.37	***
Mg	8768.9	***	78956.41	***	61706.9	***	70428.07	***
Fe	11833.4	***	9239.08	***	25104.9	***	77173.18	***
Mn	6801.4	***	1779.44	***	24188.7	***	577.54	***
Cu	7498.2	***	2752.42	***	937.3	***	96.17	***
Zn	1057.1	***	13584.52	***	2541.5	***	2971.77	***
Ni	14873.0	***	94339.18	***	12182.7	***	33423.44	***
Pb	85977.1	***	13066.09	***	11712.2	***	7515.57	***
Cd	28968.6	***	3774.19	***	5588.2	***	1350.00	***
Co	4464.7	***	268.16	***	23495.9	***	14417.86	***
Cr	126226.9	***	17205.44	***	133700.3	***	23131.97	***

<i>Stachys scardica:</i> <i>Stachys recta:</i> село Каменица: Камењар: Брђанска клисура: Вучјак и Голо брдо		<i>Stipa joannis:</i> <i>Stipa pennata:</i> Камењар: Брђанска клисура и Дубовац		<i>Teucrium chamaedrys:</i> <i>Teucrium montanum:</i> село Каменица: Камењар: Брђанска клисура: Вучјак: Голо брдо и Дубовац		
	F	p	F	p	F	p
Ca	54093.7	***	2134.07	***	7952.62	***
Mg	15986.2	***	8158.44	***	90606.20	***
Fe	199672.1	***	6921.43	***	8376.94	***
Mn	3009.5	***	786.32	***	4321.60	***
Cu	445.6	***	3524.30	***	3117.89	***
Zn	10163.1	***	3355.48	***	26734.41	***
Ni	6786.7	***	10110.91	***	66478.67	***
Pb	938.6	***	68.82	***	14410.55	***
Cd	1774.7	***	68.40	***	4164.51	***
Co	4133.7	***	1544.55	***	41744.73	***
Cr	33914.7	***	531.10	***	9283.51	***

p < 0.001 – врло високо значајно (***)

За одабране биљке које припадају истом роду, а које су узорковане са различитих локалитета одређивана је корелација у садржају испитиваних метала. Проучаване биљке показале су велику корелативну разноликост у зависности од тога коме роду припадају, као и од природе испитиваног метала (Табела 56).

Јака негативна корелација у садржају Mg и Co; негативна значајна корелација у садржају Zn и Pb; слаба негативна корелација у садржају Mn, Ni, Cd и Cr (осим Ca где је слаба позитивна), као не постојање корелације у садржају Fe и Cu показани су за представнике рода *Alyssum* (*A. alyssoides*, *A. markgrafii*, *A. montanum* и *A. murale*) узоркованим на локалитетима село Каменица, Камењар, Брђанска клисура, Котража, Ковионица, Вучјак и Дубовац.

За врсте рода *Artemisia* (*A. absinthium*, *A. alba*, *A. campestris* и *A. vulgaris*) узоркованим на локалитетима село Каменица, Камењар, Брђанска клисура, Котража, Вучјак и Дубовац, утврђено је да постоји статистички врло јака позитивна корелација у садржају Mg, јака позитивна корелација у садржају Ni и слаба позитивна у садржају Mn; значајна негативна у садржају Ca и слаба негативна у садржају Co, као и да нема корелације у садржају осталих испитиваних метала.

Биљке из рода *Eryngium* (*E. campestre* и *E. serbicum*) узорковане на локалитетима Котража, Ковионица и Голо брдо показале су статистички врло јаку негативну корелацију у садржају Cu, Ni, Pb и Co; јаку негативну корелацију у садржају Mg и Cr; значајну негативну корелацију у садржају Ca и слабу негативну корелацију у садржају Fe; као и врло јаку позитивну корелацију у садржају за Zn; јаку позитивну корелацију у садржају Mn; значајну позитивну корелацију у садржају Cd.

Биљне врсте рода *Euphorbia* (*E. amygdaloides*, *E. cyparissias*, *E. glabriflora* и *E. sequierana*) узорковане на локалитетима село Каменица, Камењар, Брђанска клисура, Котража, Ковионица, Вучјак, Голо брдо и Дубовац показале су да нема корелације у садржају Mn и Cd; да постоји слаба негативна корелација у садржају Cu и Pb; значајна негативна корелација у садржају Mg, Fe, Zn, Ni и Cr (осим за Ca где је позитивна), као и јака негативна корелација у садржају Co између поменутих врста.

Врсте рода *Helleborus* (*H. odoratus* и *H. multifidus* subsp. *serbicus*) сакупљене на локалитетима село Каменица, Камењар, Брђанска клисура, Котража, Ковионица и Вучјак, показале су значајну позитивну корелацију у садржају Zn, да не постоји корелација у садржају Ca, као и да постоји слаба позитивна корелација у садржају осталих испитиваних метала.

Представници рода *Potentilla* (*P. cinerea*, *P. argentea* и *P. visianii*) сакупљени на локалитетима село Каменица, Брђанска клисура, Котража, Ковионица, Вучјак, Голо брдо и Дубовац, показали су значајну негативну корелацију у садржају Ca и слабу

негативну у садржају Cu; слабу позитивну у корелацију у садржају Fe и Cd, као и да не постоји корелација у садржају осталих испитиваних метала.

За врсте рода *Rumex* (*R. acetosella* и *R. crispus*) узоркованим на локалитетима Камењар, Ковионица, Вучјак и Голо брдо, показана је врло јака позитивна корелација у садржају Fe, Cd и Co; јака позитивна корелација у садржају Mn, Pb и Cr; значајна позитивна корелација у садржају Mg, Cu, Zn и Ni и слаба негативна корелација у садржају Ca.

Врло јака негативна статистички значајна корелација (осим за Ca и Cu где је корелација врло јака позитивна) показана је за врсте рода *Silene* (*S. sendtneri* и *S. vulgaris*) узоркованим на локалитетима село Каменица и Вучјак.

Код врста рода *Stachys* (*S. scardica* и *S. recta*) сакупљених на локалитетима село Каменица, Камењар, Брђанска клисура, Вучјак и Голо брдо утврђена је јака позитивна корелација у садржају Mn; значајна позитивна корелација у садржају Cu и Cd и слаба позитивна корелација у садржају Ca, Fe, Co и Cr; значајна негативна корелација у садржају Pb; као и да не постоји корелација у садржају Mg, Zn и Ni.

Статистички врло јака позитивна корелација у садржају Pb; јака позитивна корелација у садржају Ca и Cu и значајна позитивна у садржају Zn; и јака негативна корелација у садржају Fe, Ni, Co и Cr; значајна негативна у садржају Mg, и слаба негативна корелација у садржају Mn и Cd показане су за врсте рода *Stipa* (*S. joannis* и *S. pennata*) сакупљене на локалитетима Камењар, Брђанска клисура, и Дубовац.

Код врста рода *Teucrium* (*T. chamaedrys* и *T. montanum*) узоркованим на локалитетима село Каменица, Камењар, Брђанска клисура, Вучјак, Голо брдо и Дубовац, утврђено је да постоји значајна позитивна у садржају Ca; јака негативна корелација у садржају Mg и Ni; и значајна негативна корелација у садржају Co и Cr; слаба негативна корелација у садржају Fe, као и да не постоји корелација у садржају осталих испитиваних метала.

Табела 56. Вредности коефицијента корелације (r) између концентрација метала у биљним врстама из истог рода на различитим локалитетима

Биљне врсте	Ca	Mg	Fe	Mn	Cu	Zn	Ni	Pb	Cd	Co	Cr
	г	г	г	г	г	г	г	г	г	г	г
<i>Alyssum alyssoides</i> : <i>Alyssum markgrafii</i> : <i>Alyssum montanum</i> : <i>Alyssum murale</i> :	0.49	-0.71	-0.26	-0.33	-0.06	-0.51	-0.41	-0.57	-0.48	-0.77	-0.41
село Каменица: Камењар: Брђанска клисура: Котража: Ковионица: Вучјак и Дубовац											
<i>Artemisia absinthium</i> : <i>Artemisia alba</i> : <i>Artemisia campestris</i> : <i>Artemisia vulgaris</i> :	-0.62	0.96	0.13	-0.40	-0.03	0.06	0.78	0.09	-0.19	0.33	-0.02
село Каменица: Камењар: Брђанска клисура: Котража: Вучјак и Дубовац											
<i>Eryngium campestre</i> : <i>Eryngium serbicum</i> :	-0.63	-0.78	-0.32	0.89	-0.99	0.98	-1.00	-0.96	0.63	-0.99	-0.90
Котража: Ковионица и Голо брдо											
<i>Euphorbia amygdaloides</i> : <i>Euphorbia cyparissias</i> : <i>Euphorbia glabriflora</i> : <i>Euphorbia sequierana</i> :	0.53	-0.65	-0.58	-0.20	-0.36	-0.64	-0.58	-0.47	0.18	-0.89	-0.56
село Каменица: Камењар: Брђанска клисура: Котража: Ковионица: Вучјак: Голо брдо и Дубовац											
<i>Helleborus odorus</i> : <i>Helleborus multifidus</i> subsp. <i>serbicus</i> :	0.07	0.32	0.43	0.41	0.47	0.60	0.44	0.44	0.47	0.41	0.42
село Каменица: Камењар: Брђанска клисура: Котража: Ковионица и Вучјак											

*Potentilla cinerea: Potentilla argentea:**Potentilla visianii:*

село Каменица: Брђанска клисуре: Котража: Ковионица: Вучјак: Голо брдо и Дубовац	-0.60	-0.14	0.37	0.91	-0.32	0.19	-0.03	0.06	0.37	0.07	-0.16
--	-------	-------	------	------	-------	------	-------	------	------	------	-------

*Rumex acetosella:**Rumex crispus:*

Камењар: Ковионица: Вучјак и Голо брдо	-0.44	0.61	0.95	0.79	0.52	0.57	0.70	0.74	0.95	0.95	0.71
---	-------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------

*Silene sendtneri:**Silene vulgaris:*

село Каменица и Вучјак	1.00	-1.00	-1.00	-0.99	0.95	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
------------------------	------	-------	-------	-------	------	-------	-------	-------	-------	-------	-------

Stachys scardica: Stachys recta:

село Каменица: Камењар: Брђанска клисура: Вучјак и Голо брдо	0.38	-0.21	0.50	0.90	0.60	0.12	0.03	-0.54	0.52	0.50	0.42
--	------	-------	------	------	------	------	------	-------	------	------	------

Stipa joannis: Stipa pennata:

Камењар: Брђанска клисура и Дубовац	0.86	-0.58	-0.90	-0.45	0.74	0.63	-0.88	0.92	-0.45	-0.88	-0.82
--	------	-------	-------	-------	------	------	-------	------	-------	-------	-------

*Teucrium chamaedrys:**Teucrium montanum:*

село Каменица: Камењар: Брђанска клисура: Вучјак: Голо брдо и Дубовац	0.56	-0.74	-0.42	-0.28	0.08	0.22	-0.83	-0.06	-0.25	-0.63	-0.68
---	------	-------	-------	-------	------	------	-------	-------	-------	-------	-------

r – Pearson-ов коефицијент корелације (0-0.3: нема корелације; 0.3-0.5: слаба корелација; 0.5-0.7: значајна корелација; 0.7-0.9: јака корелација; 0.9-1.0: врло јака корелација)

Упоредна статистичка анализа садржаја метала код биљака које припадају истој фамилији узоркованих са различитих локалитета дата је за следеће фамилије:

- Caryophyllaceae (врсте: *Lychnis viscaria*, *Saponaria officinalis*, *Silene sendtneri* и *Silene vulgaris* на локалитетима село Каменица, Котража, Вучјак и Голо брдо);

- Fabaceae (врсте: *Chamaespartium sagittale* и *Dorycnium pentaphyllum* subsp. *herbaceum* на локалитетима село Каменица, Камењар и Голо брдо);

- Lamiaceae (врсте: *Stachys scardica*, *Stachys recta*, *Teucrium chamaedrys* и *Teucrium montanum* на локалитетима село Каменица, Камењар, Брђанска клисура, Вучјак, Голо брдо и Дубовац);

- Poaceae (врсте: *Chrysopogon gryllus*, *Melica ciliata*, *Stipa joannis* и *Stipa pennata* на локалитетима село Каменица, Камењар, Брђанска клисура, Котража, Ковионица, Вучјак, Голо брдо и Дубовац);

- Rosaceae (врсте: *Potentilla cinerea*, *Potentilla argentea*, *Potentilla visianii* и *Sanguisorba minor* на локалитетима село Каменица, Брђанска клисура, Котража, Ковионица, Вучјак, Голо брдо и Дубовац).

Резултати анализе варијансе између садржаја метала код биљака исте фамилије узоркованих са различитих локалитета (Табела 57) су показали да постоји врло високо статистички значајна разлика у садржају метала код представника истих фамилија који су узорковани са различитих локалитета, односно геолошке подлоге.

Табела 57. Анализа варијансе између концентрација метала у биљним врстама из исте фамилије на различитим локалитетима

	<i>Lychnis viscaria:</i> <i>Saponaria officinalis:</i> <i>Silene sendtneri:</i> <i>Silene vulgaris:</i> село Каменица: Котража: Вучјак и Голо брдо		<i>Chamaespartium sagittale:</i> <i>Dorycnium pentaphyllum</i> subsp. <i>herbaceum:</i> село Каменица: Камењар и Голо брдо		<i>Stachys scardica:</i> <i>Stachys recta:</i> <i>Teucrium chamaedrys:</i> <i>Teucrium montanum:</i> село Каменица: Камењар: Брђанска клисура: Вучјак: Голо брдо и Дубовац		<i>Chrysopogon gryllus:</i> <i>Melica ciliata:</i> <i>Stipa joannis:</i> <i>Stipa pennata:</i> село Каменица: Камењар: Брђанска клисура: Котража: Ковионица: Вучјак: Голо брдо и Дубовац		<i>Potentilla cinerea:</i> <i>Potentilla argentea:</i> <i>Potentilla visianii:</i> <i>Sanguisorba minor:</i> село Каменица: Брђанска клисура: Котража: Ковионица: Вучјак: Голо брдо и Дубовац	
	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p
Ca	23033.81	***	17347.8	***	10543.45	***	99185.84	***	32768.17	***
Mg	19188.84	***	39426.2	***	89332.72	***	33815.38	***	78956.41	***
Fe	46953.35	***	10368.5	***	20720.79	***	17142.42	***	9239.08	***
Mn	1187.58	***	4182.0	***	7748.76	***	8787.09	***	1779.44	***
Cu	64.04	***	11340.2	***	2544.23	***	5397.20	***	2752.42	***
Zn	2405.74	***	32690.6	***	17361.85	***	32889.91	***	13584.52	***
Ni	23845.94	***	115747.3	***	74700.48	***	17442.13	***	94339.18	***
Pb	1173.17	***	16959.1	***	7417.77	***	3677.24	***	13066.09	***
Cd	3275.34	***	2389.6	***	7194.66	***	1661.82	***	3774.19	***
Co	14567.04	***	258907.2	***	65085.96	***	7284.73	***	268.16	***
Cr	17533.20	***	157528.4	***	18006.56	***	32350.43	***	17205.44	***

p < 0.001 – врло високо значајно (***)

Вредности корелационог коефицијента за врсте фамилије Cariophyllaceae (*Lychnis viscaria*, *Saponaria officinalis*, *Silene sendtneri* и *Silene vulgaris*) узорковане на локалитетима село Каменица, Котража, Вучјак и Голо брдо, показују да постоји врло јака позитивна корелација у садржају Zn; јака позитивна корелација у садржају Fe и Pb; значајна позитивна корелација у садржају Mn, Ni, Co и Cr и слаба позитивна корелација у садржају Ca и Cd; значајна негативна корелација у садржају Cu; као и да не постоји корелација у садржају Mg (Табела 58).

Код представника фамилије Fabaceae (*Chamaespartium sagittale* и *Dorycnium pentaphyllum* subsp. *herbaceum*) сакупљених на локалитетима село Каменица, Камењар и Голо брдо, утврђено је да постоји статистички врло јака позитивна корелација у садржају Mn; статистички јака позитивна корелација у садржају Cu и Cd; значајна позитивна корелација у садржају Zn; слаба позитивна корелација у садржају Pb, значајна негативна корелација у садржају Ca; као и да нема корелације у садржају Mg, Fe, Ni, Co и Cr.

Биљке из фамилије Lamiaceae (*Stachys scardica*, *Stachys recta*, *Teucrium chamaedrys* и *Teucrium montanum*) узорковане на локалитетима село Каменица, Камењар, Брђанска клисура, Вучјак, Голо брдо и Дубовац, показале су да нема статистички значајне корелације у садржају Fe, Mn, Cu, Pb, Cd, Co и Cr; да постоји слаба позитивна корелација у садржају Zn и значајна позитивна корелација у садржају Ca; слаба негативна корелација у садржају Ni, као и значајна негативна корелација у садржају Mg.

Код представника фамилије Poaceae (*Chrysopogon gryllus*, *Melica ciliata*, *Stipa joannis* и *Stipa pennata*) сакупљених на локалитетима село Каменица, Камењар, Брђанска клисура, Котража, Ковионица, Вучјак, Голо брдо и Дубовац, утврђена је слаба позитивна корелација у садржају Fe, Mn и Cd. Биљке ове фамилије нису показале значајну корелативну разлику у садржају осталих испитиваних метала.

Представници фамилије Rosaceae (*Potentilla cinerea*, *Potentilla argentea*, *Potentilla visianii* и *Sanguisorba minor*) проучавани на локалитетима село Каменица,

Брђанска клисура, Котража, Ковионица, Вучјак, Голо брдо и Дубовац, показали су слабу позитивну корелацију једино у садржају Zn.

Табела 58. Вредности коефицијента корелације (r) између концентрација метала у биљним врстама из исте фамилије на различитим локалитетима

Метали	Ca	Mg	Fe	Mn	Cu	Zn	Ni	Pb	Cd	Co	Cr
Биљне врсте	г	г	г	г	г	г	г	г	г	г	г
<i>Lychnis viscaria</i> : <i>Saponaria officinalis</i> : <i>Silene sendtneri</i> : <i>Silene vulgaris</i> : село Каменица: Котража: Вучјак и Голо брдо	0.41	0.21	0.82	0.59	-0.54	1.00	0.53	0.89	0.36	0.69	0.58
<i>Chamaespartium sagittale</i> : <i>Dorycnium pentaphyllum</i> subsp. <i>herbaceum</i> : село Каменица: Камењар и Голо брдо	-0.63	-0.11	0.16	0.95	0.87	0.60	-0.05	0.33	0.76	0.17	0.09
<i>Stachys scardica</i> : <i>Stachys recta</i> : <i>Teucrium chamaedrys</i> : <i>Teucrium montanum</i> : село Каменица: Камењар: Брђанска клисура: Вучјак: Голо брдо и Дубовац	0.66	-0.53	-0.04	0.08	0.17	0.45	-0.46	-0.03	0.08	-0.24	-0.23
<i>Chrysopogon gryllus</i> : <i>Melica ciliata</i> : <i>Stipa joannis</i> : <i>Stipa pennata</i> : село Каменица: Камењар: Брђанска клисура: Котража: Ковионица: Вучјак: Голо брдо и Дубовац	0.25	-0.10	0.35	0.33	-0.01	-0.09	-0.04	-0.11	0.34	0.12	-0.03
<i>Potentilla cinerea</i> : <i>Potentilla argentea</i> : <i>Potentilla visianii</i> : <i>Sanguisorba minor</i> : село Каменица: Брђанска клисура: Котража: Ковионица: Вучјак: Голо брдо и Дубовац	-0.16	0.20	0.26	-0.10	0.01	0.36	0.22	-0.07	0.22	0.20	0.08

г – Pearson-ов коефицијент корелације (0-0.3: нема корелације; 0.3-0.5: слаба корелација; 0.5-0.7: значајна корелација; 0.7-0.9: јака корелација; 0.9-1.0: врло јака корелација)

Треба нагласити да је утврђена следећа корелативна зависност у садржају испитиваних метала код представника различитих фамилија који су узорковани са различитих локалитета, и то:

- врло јака позитивна корелација у садржају Zn, и јака позитивна корелација у садржају Fe и Pb код представника фамилије *Cariophyllaceae*;
- врло јака позитивна корелација у садржају Mn, као и јака позитивна корелација у садржају Cu и Cd код представника фамилије *Fabaceae*;
- врло јака негативна корелација у садржају Cu, Ni, Pb и Co, као и позитивна у садржају Zn; јака негативна корелација у садржају Mg и Cr, и позитивна у садржају Mn код представника фамилије *Ariaceae*;
- врло јака позитивна корелација у садржају Mg, јака позитивна корелација у садржају Ni код представника фамилије *Asteraceae*;
- јака негативна корелација у садржају Mg и Co код представника фамилије *Brassicaceae*;
- јака негативна корелација у садржају Co код представника фамилије *Euphorbiaceae*,

- као и врло јака позитивна корелација у садржају Fe, Cd и Co; јака позитивна корелација у садржају Mn, Pb и Cr код представника фамилије Polygonaceae који су узорковани са различитих локалитета.

Добијени резултати на основу корелативне зависности код одабраних представника фамилије Rosaceae узоркованим на свим проучаваним подлогама указују на њихову добру способност да из различитих геолошких подлога акумулирају Zn. Такође, из серпентинске, кречњачке, андезитне и песка као геолошке подлоге врсте фамилије Rosaceae добро акумулирају Fe, Mn и Cd, а врсте фамилије Lamiaceae добро акумулирају Ca и Zn. Представници фамилије Caryophyllaceae из серпентинске, кречњачке, андезитне геолошке подлоге добро акумулирају Ca, Fe, Mn, Zn, Pb, Ni, Cd, Co и Cr, док они из фамилије Fabaceae добро акумулирају Mn, Cu, Zn, Pb и Cd.

Садржај, значај и неопходност појединих елемената у промету материја биљака је различит, тако да их можемо поделити на: неопходне (неметали (C, O, H, N, P, S, Cl); алкалне метале (K, Ca, Mg, Na); тешке метале (Fe, Mn, Zn, Cu, Mo, Co); металоиде (B, Si)); корисне (Na, Si, Co, Se) и остале. Елементи Al, B, Br, Cl, Co, Cu, F, Fe, I, Mn, Mo, Ni, Rb, Si, Ti, V, Zn су познати као есенцијални за биљке, за неке је доказано да су неопходни за само неколико врста, док је за друге утврђено да имају стимулативни ефекат на раст биљака, али њихове друге функције до сада нису познате. Корисни елементи су они који показују повољно дејство на растење биљка (Na, Si, Al). Такође, се елементи који учествују у изградњи биљака на основу њихове заступљености у биљкама могу груписати на: макроелементе (C, O, H, N, P, K, Ca, Mg, S, Na, Si, Cl), микроелементе (Fe, Mg, Zn, Cu, Mo, B) и ултрамикроелементе (Кастори, 1990).

Bowen (1979) је на основу досадашњих сазнања класификовао функције и форме елемената у организмима, и елементе који се појављују у биљкама је поделио на следеће групе: а) елементи који су инкорпорирани у структурне компоненте биљака (Fe, Si, и ретко Ba и Sr); б) елементи који су везани за разноврсне мале молекуле, укључујући антибиотике, порфирин и др. (As, Br, Cu, Co, F, Fe, Hg, I, Se, Si, V); в) елементи који су везани за велике молекуле, углавном протеине, као и ензиме са каталитичким особинама (Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Se, Ni, Zn), г) елементи фиксирани помоћу великих молекула који имају улогу у складиштењу, транспорту или са непознатом функцијом (Cd, Co, Cu, Fe, Hg, I, Mn, Ni, Se, Zn) и д) елементи везани у органелама или њиховим деловима (митохондрије, хлоропласти, неки ензимски системи и др.) (Cu, Fe, Mn, Mo, Zn).

Количински однос одређених елемената у биљкама првенствено зависи од хемијског састава геолошке подлоге и земљишта. Резултати овог истраживања су показали да у земљишта настала на серпентину и кречњаку као геолошкој подлози богатија у испитиваним металима од оних насталих на андзиту и песку. Серпентинска земљишта обилују у Mg и тешким металима (Fe, Zn, Cd, Co, Cr), а андезитна у Ca, Mn, Cu и Pb. Утврђена је и велика сличност у садржају Cu, Zn и Cd између проучаваних биљака и земљишта независно на ком типу геолошке подлоге су настала. Показано је такође, да тотална метална концентрација у земљишту не одговара увек доступности метала и њиховој акумулацији од стране биљака. По неким ауторима тотална метална концентрација је најефикаснији индекс за процену нивоа акумулације метала у земљишту, али се биодоступност метала боље одражава саставом земљишног раствора. Тако, високе концентрације метала у земљишту не одговарају увек њиховом великом садржају у биљкама (Mattigod and Page, 1983; Silveira et al., 2003), што су потврдили López-Mosquera и други аутори (2000), јер нису утврдили сигнификантну корелацију између тоталне концентрације метала у земљишту и биљкама. Сулфидни минерали (који могу бити у саставу кварца и других инертних минерала) утичу на велику тоталну концентрацију метала у земљишту која их садрже, али је њихова биодоступност у

таквим земљиштима мала (Davis et al., 1994). Треба рећи да приступачност елемената и њихова фитотоксичност за биљке у великој мери зависи од типа земљишта, што подразумева бројне чиниоце пре свега рН вредност земљишта, садржај органских материја, механички састав и биогеност земљишта, присуство одређеног јона и др. Најважнији фактори који могу утицати на динамику елемената у земљишту, њихову покретљивост и приступачност за биљке су: рН вредност, садржај органске материје и глине у земљишту, механички састав и влажност земљишта, садржај и присуство хидратисаних оксида Fe и Al. Биљке углавном усвајају јоне метала који се налазе у земљишном раствору, адсорбоване за колоиде земљишта, као и везане у виду органских комплекса.

Снабдевање биљака минералним солима зависи у великој мери од особина земљишта. Земљиште у коме се коренови биљака развијају се састоји од чврсте, течне и гасовите фазе које су на различите начине значајне за примање соли од стране биљака. Квалитет и вредност земљишта за биљке зависи од бројних фактора од који су најзначајнији следећи: укупна количина минералних соли, капацитета земљишта да веже и задржи минерале соли и воду, киселост раствора у земљишту, аерација земљишта и делатност микроорганизама (Коњевић и др., 2003).

Метаболичка судбина и улога сваког елемента у биљкама може бити окарактерисана у релацији са неким од базичних процеса као што су: усвајање (абсорпција) и транспорт у оквиру биљке, учешће у ензиматским процесима, концентровање елемента и форме њиховог постојања у биљкама, дефицијенција и токсичност, и интеракција и компетиција између јона. Биљке показују променљивост и некада специфичну способност да апсорбују елементе из земљишта, а мера усвајања елемената од стране биљака зависи од њихове појединачне способности, тако са су утврђене велике разлике у способности усвајања метала између различитих врста и генотипова биљака. Резултати овог истраживања су показали да постоји велика сличност у садржају Zn, Cd и Cu, као и Pb и Co између проучаваних биљака. Такође, концентрација елемената у биљкама је повезана са хемијским саставом медијума у којим оне расту. На лаким, песковитим земљиштима биљке лако усвајају метале, док већи садржај хумуса, глине и Са у земљишту смањују њихово усвајање. Пешчари су састављени од минерала коју су стабилни, не распадају се (кварц, циркон, турмалин), па су земљишта која се формирају на њима сиромашна тешким металима, што су показали и резултати овог истраживања. Елементи из земљишта могу бити испрани, апсорбовани од стране вегетације или везани и сачувани у земљишту. Њихова токсичност зависи од фактора као што су њихова концентрација, специјација (форма њиховог постојања у земљишту) и биодоступност (лакоћа којом они прелазе у земљишни раствор и улазе у ланац исхране) (Álvarez et al., 2003). Елементи који су адсорбовани на површини земљишта се лако десорбују и прелазе у земљишни раствор, док су они фиксирани у кристалној решетки теже доступни биљкама, па стога мање токсични. Показано је да се елементи могу адсорбовати или исталожити у облику оксида и хидроксида. За биљке су неприступачни или тешко приступачни, метали оклудовани у оксидима и секундарним минералима глине и везани у примарним решеткама минерала. Тешки метали се интензивно везују за минерале глине (глинени минерали адсорбују на површини катјоне тешких метала или их уграђују у кристалне решетке), тако да њихово накупљање у глиновитим земљиштима има веће и дуготрајније неповољно дејство (Kabata-Pendias, 2011). Концентрације елемената у траговима за биљке које расту на различитим незагађеним земљиштима су прилично разнолике за сваки елемент, и од њиховог понашања у земљишту зависи и њихова доступност биљкама. Показано је да су As, Hg, Pb и F релативно јако везани за земљишне партикуле и не могу лако да се транспортују у надземне делове биљака; Ni, Mn, Cu, Co, Mo и В су у мобилни у земљишту и бивају брзо усвојени од стране биљака;

Cd, Zn и Se су врло мобилни у земљишту и лако се акумулишу од стране биљака. Генерално биљке лакше усвајају елементе који растворени у земљишном раствору било у јонском или у облику хелата или комплекса.

Резултати овог истраживања су показали да је садржај испитиваних метала у биљкама био је променљив, и зависио је од биљне врсте, врсте метала и природе геолошке подлоге са које су биљке узорковане (Табела 59).

Средња вредност садржаја испитиваних елемената у биљкама имала је поредак: Ca>Mg>Fe>Ni>Mn>Cr>Zn>Cu>Co>Pb>Cd.

Резултати овог истраживања су показали да је садржај Са на свим проучаваним подлогама, садржај Zn на серпентинској, андезитној и песку као геолошкој подлози, као и садржаји Ni и Cu на андезиту били већи од садржаја ових метала у земљишту на одговарајућим подлогама, што указује на могућност да је усвајање и акумулација ових метала пре свега условљена биљним карактеристикама.

На основу резултата који показују да је се поредак концентрације метала у земљишту и њиховог садржаја у биљкама на одговарајућим подлогама подударно, можемо указати на могућност да на усвајање и акумулацију Са, Mg, Mn, Ni, Co и Cr на земљишту насталом на кречњаку; Mg, Ni, Cd, Co и Cr на серпентинским земљиштима; Fe, Co и Cr на земљишту насталом на андезиту, као и Са, Co и Cr на земљишту насталом на песку пре свега утиче природа геолошке подлоге.

Добијени резултати су показали прилагођеност облигатних серпентинофита да из серпентинске геолошке подлоге богате металима усвајају и акумулирају нарочито тешке метале. Усвајање метала на другим проучаваним подлогама зависило је пре свега од концентрације датог метала у земљишту и генетске предиспозиције одређене врсте да га усваја и акумулира. Тако је код врсте *Sanguisorba minor* је утврђен највећи садржај Са на кречњачкој подлози, и Cr на серпентинској подлози, док је код врсте *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus* показан највећи садржај Pb, Cd и Co на серпентинској геолошкој подлози. Врста *Sedum acre* садржала је највише Mg и Fe на серпентинском земљишту. Такође, код врсте *Euphorbia amygdaloides* је утврђен највећи садржај Mn на кречњачкој подлози; а на серпентинској геолошкој подлози код врсте *Halacsya sendtneri* садржај Cu, врсте *Chrysopogon gryllus* садржај Zn и врсте *Alyssum murale* садржај Ni.

Табела 59. Вредности концентрација испитиваних метала [mgkg^{-1}] у проучаваним биљним врстама

метал	^а биљке		
	минимум	максимум	средња вредност
калцијум	843.125	36516.667	8158.657
магнезијум	250.125	42010.417	5985.533
гвожђе	29.163	12756.250	1020.923
манган	13.339	2783.750	106.619
бакар	0.690	12.133	3.844
цинк	5.160	230.767	23.715
никл	0.348	3881.667	234.092
олово	0	22.867	2.690
кадмијум	0	0.669	0.133
кобалт	0.080	25.134	3.339
хром	0.113	315.208	26.856

^аминималне, максималне и средње вредности истраживаних метала [mgkg^{-1}] у проучаваним биљкама

У Табели 60 приказане су критична, просечна и токсична концентрација неких елемената (mgkg^{-1}) у биљним ткивима према неким ауторима (Kloke et al., 1984; Macnicol and Beckett, 1985; Кастори, 1993).

Табела 60. Критична, просечна и токсична концентрација неких елемената [mgkg^{-1}] у биљним ткивима

метал	^а осетљиве биљне врсте	^а губитак приноса за 10%	^б просечна вредност	^б токсична вредност
манган	-	-	200-300	300-500
бакар	15-20	10-30	5-30	20-100
цинк	150-200	100-500	27-150	200-400
никал	20-30	10-30	0.1-5	10-100
олово	-	-	5-10	30-300
кадмијум	5-10	10-20	0.05-0.2	3-30
кобалт	10-20	20-40	0.02-1	15-50
хром	1-2	1-10	0.01-0.5	5-30

^акритична концентрација метала у биљним ткивима према Kloke et al., 1984 и Macnicol and Beckett, 1985,
^бпросечна и токсична концентрација неких елемената, према Кастро, 1993,

Резултати овог истраживања су показали да је средња вредност концентрације Mn, Ni и Cr у проучаваним биљкама била већа од токсичне вредности ових метала у биљним ткивима. Такође, средња вредност концентрације Ni и Cr у проучаваним биљкама на серпентинској и кречњачкој подлози била већа од токсичне вредности ових метала у биљним ткивима. Средња вредност концентрација Mn, Ni, Cd, Co и Cr у проучаваним биљкама показала је већу вредност од референтне просечне концентрације ових метала у биљкама. Добијени резултати указују и да је средња вредност концентрација Ni и Cr у проучаваним биљкама била већа од критичних концентрација ових метала у биљним ткивима.

Садржај калцијума (Ca) у биљкама

Калцијум представља градивни елемент, јер га биљке уграђују у бројна органска једињења (калцијум-магнезијски пектинат, калцијум-оксалт и др.), или га пак нагомилавају у неорганским облицима у случају његовог сувишка у земљишту. Као двовалентни катјон Ca^{2+} има структурну улогу у ћелијском зиду и мембранама, представља контра-катјон за неорганске и органске анјоне у вакуолама, и учествује као међућелијски преносилац порука у цитосолу (Marschner, 1995; White and Broadley, 2003). Калцијум има важну улогу у стабилизацији структуре мембрана и ћелијског зида, и као сигнални молекул, тако да његова дефицијенција условљава озбиљне штетне ефекте на раст биљака (Bani et al., 2007). Дефицијенција овог елемента може бити условљена сувишком K, Mg, B, или NH_4^+ , као и условима који редукују транспирацију (Chaney et al., 2008). Он се вероватно усваја пасивним путем путем корена и транспортује се у стабло путем ксилема. Мала количина Ca у цитоплазми се одржава активним избацивањем Ca^{2+} кроз плазма мембрану, као и акумулацијом у ћелијским органелама (Kabata-Pendias, 2011). У листовима мале количине Ca су везане у облику соли различитих киселина, а калцијум пектинат се налази у средњој ламели ћелијског зида, и има улогу у одржавању његове чврстине. Такође, у неким биљкама присутни су соли са органским киселинама (фитини), као и калцијум оксалати у облику друза или рафида.

Према резултатима овог истраживања садржај Ca у биљкама се кретао од $843.125 \text{ mgkg}^{-1}$ у врсти *Stipa pennata* (Брђанска клисура) до $36516.667 \text{ mgkg}^{-1}$ у врсти *Sanguisorba minor* (Вучјак). Просечна вредност садржаја Ca у биљкама била је $8158.658 \text{ mgkg}^{-1}$, и била је већа од њене вредности у одговарајућем земљишту. Биљке узорковане са кречњачке геолошке подлоге садржале су просечно највише Ca, па затим оне на песку и андезиту. Серпентинска земљишта су у просеку садржала најмање Ca, што се одразило и на његов

садржај у биљкама узоркованим на земљиштима насталим на овом типу геолошке подлоге. Добијени резултати показују да је просечни садржај Са у проучаваним биљкама на земљиштима насталим на одговарајућим геолошким подлогама одражавао његов садржај у одговарајућем земљишту тако да можемо указати на велику могућност да геолошка подлога у великој мери утиче на усвајање и акумулацију Са у биљкама.

Калцијум сачињава 0.1-2.0% суве материје биљака. Према неким ауторима адекватне концентрације Са у биљним ткивима су 5 gkg^{-1} (Shallari et al., 1998). Такође је утврђено, да ако биљке расту у условима адекватне количине Са у земљишту, његова концентрација у стаблу биљака се креће 0.1-5 % суве материје (Marschner, 1995), док код биљака које расту на ултрабазним стенама садржај Са не прелази 0.8% (Kataeva et al., 2004). Одговор на велики садржај Са у врсти *Sanguisorba minor* може бити у његовом високом садржају у земљишту површинског копа кречњака, али и генетској предиспозицији и способности ове врсте да усваја калцијум. Релативно низак садржај Са у врсти *Stipa pennata* на серпентинском земљишту локалитета Брђанска клисура треба тражити у антагонистичком усвајању између елемената, пре свега у антагонизму између Са и Mg, обзиром на малу доступност Са у односу на Mg на оваком типу земљишта, као и способности саме врсте да акумулира овај метал (Dudić et al., 2007).

Садржај магнезијума (Mg) у биљкама

Магнезијум представља есенцијални нутријент за биљке, обзиром да без њега биљке не могу завршити свој животни циклус, да поседује специфичне функције у којима не може бити замењен другим елементом, као и стога што представља неопходну компоненту у бројним метаболичким процесима (Sigel and Sigel, 1990).

Магнезијум поседује бројне физиолошке функције, представља градивни елемент (улази у састав хлорофила, фитина, пектина, магнезијског оксалата), посредник је у биохемијским реакцијама и активатор је неких ензима (у процесима фосфорилизације, синтезе протеина и др.). У ткивима биљака је присутна висока концентрација магнезијума, тако да око 70% представљају слободни јони, често везани за анјонске групе органских једињења.

Биљке усвајају магнезијум у облику Mg^{+2} из земљишног раствора. На бидоступност Mg утичу матични супстрат, трајање и интензитет временских услова (метеоролошки фактори), као и капацитет земаљишта да га акумулира и сачува. Критична концентрација Mg за више биљке зависи од врсте биљке, биљног органа и фазе развоја (старости биљке и др.). Она је нижа за монокотиле од оне за дикотиле, виша у меристемским и ткивима интензивног метаболизма. Генерално концентрација Mg у биљкама варира од 0.09-0.70 % суве масе (Sigel and Sigel, 1990).

Резултати овог истраживања су показали да је садржај Mg у биљкама варирао од $250.125 \text{ mg/kg}^{-1}$ у врсти *Chrysopogon gryllus* (Дубовац) до $42010.417 \text{ mgkg}^{-1}$ у врсти *Sedum acre* (село Каменица). Просечна вредност садржаја Mg у биљкама била је $5985,533 \text{ mgkg}^{-1}$. Неки аутори наводе преко $7000 \text{ mg Mg kg}^{-1}$ у истраживаним биљкама на серпентинској подлози (Radotić, 1992; Lambini et al., 1998), док су други утврдили концентрације Mg преко 45000 mgkg^{-1} (Ghaderian and Baker, 2007). Биљке са серпентинских земљишта садржале су просечно највише Mg, па затим оне на кречњаку, андезиту и песку. Садржај Mg у земљишту показао је другачију прерасподелу (серпентинска-кречњачка-песковита-андезитна земљишта). Велики садржај Mg у биљкама узоркованим са серпентинског земљишта може се објаснити његовим великим садржајем у самом земљишту, као и релативно великом доступношћу Mg из магнезијумових минерала (Brooks, 1987). Такође, иако је земљиште настало на песку садржало готово 2 пута више Mg у односу на оно настало на андезиту, биљке су показале његову другачију акумулацију, што се може објаснити различитом бидоступношћу овог метала из поменутих земљишта.

Однос концентрације Са/Мг у земљишту и биљкама на истраживаним локалитетима био је мањи у земљишту у односу на биљке на одговарајућем земљишту (осим на локалитетима Ковионица и Вучјак). Такође, највећи однос Са/Мг забележен код врсте *Melica ciliata* на локалитету Вучјак (око 25 пута више Са у односу на Мг), што је и очекивано ако узмемо у обзир карактеристике земљишта на овом локалитету. Однос концентрације Са/Мг у биљкама варирао је у зависности од локалитета и биљне врсте, а једино је врста *Potentilla cinerea* на два серпентинска локалитета (Брђанска клисура и Котража) показала његов највећи однос. Серпентинска животна средина је негостољубива за већину биљака због хемијских, физичких и биотичких компонената едафског фактора које је Jenny (1980) колективно називао "серпентински синдром". Земљишта настала на серпентину се карактеришу ниском вредношћу односа Са/Мг (због ниске вредности Са и високе Мг, која по некима представља главни узрок "серпентинског синдрома", "серпентинског проблема" или "серпентинског фактора"), малом доступношћу Са у односу на Мг, недостатком есенцијалних макронутријената (P, N, K) и високим нивом потенцијално токсичних елемената (Fe, Ni, Cr, Co, и понекад Mn и/или Cu) (Brooks, 1987; Brady et al., 2005). Биљке које расту на серпентинским земљиштима су највише погођене малим садржајем Са, и високим садржајем Мг (Brooks, 1987). Магнезијум компетитивно инхибира усвајање Са од стране биљака, и антагонистички делује на понашање других елемената, тако да је концентрација Мг у биљним ткивима обрнуто пропорционална концентрацији других нутритивних елемената (Fe, Co, Mn) (Brooks and Yang, 1984). Једно од решења на смањени садржај Са у серпентинским земљиштима којим прибегавају серпентинофите је њихова могућност да апсорбују одређене количине Са, без усвајања сувишне количине Мг (Walker et al., 1954; O'Dell et al., 2006). Узимајући у обзир све лимитирајуће факторе који чине ултрабазична земљишта неповољним супстратом за раст и развој биљака, највећа пажња је придавана ниској вредности Са:Мг, и високим вредностима концентрације тешких метала, нарочито Ni (Brady et al., 2005).

Неке теорије физиолошког аспекта серпентинског синдрома пак наглашавају висок захтев неких биљних врста према магнезијуму. Наиме Proctor и Woodell (1975) су указали да неке биљне врсте које расту на серпентинским земљиштима имају захтев за необично високим концентрацијама магнезијума. Показано је да су се неке биљне врсте и генотипови адаптирале на концентрације Мг које су леталне по друге врсте. Управо све ове чињенице могу да дају одговор на појаву ендемизма, слабе биљне продукције и специфичне вегетације која се јасно издваја и разликује од околне вегетације на серпентинским земљиштима.

Садржај гвожђа (Fe) у биљкама

Доступност Fe за биљке зависи од бројних фактора од којих су карактеристике земљишта и биљни метаболизам пресудни. Биљни метаболизам контролише његову доступност посредством различитих мугинских киселих секреција биљака, тако да се са повећањем киселости повећава и концентрација Fe^{3+} (Matsuyama et al., 2005).

Главне особине усвајања Fe и његовог транспорта између биљних органа се могу свести на следеће: а) различите врсте Fe се могу абсорбовати углавном у форми Fe^{2+} , али и као Fe^{3+} и форми хелата гвожђа; б) коренови биљака могу да редукују Fe^{3+} у Fe^{2+} који је фундаментални облик у усвајању Fe код већине биљака; в) у условима недостатка Fe, коренови (углавном представника фамилије Poaceae) ослобађају мугинске киселине које су ефикасне у мобилизацији Fe; г) у ксилемским ескудатима, Fe се углавном јавља у нехелатним формама и д) транспорт Fe је посредован путем цитратних хелата, као и посредством растворљивих феритина (трансферина) (Kabata-Pendias, 2011).

Висок ниво оксидација једињења Fe, његово таложење на карбонатима и/или фосфатима, и конкуренција других катјона са Fe^{2+} за иста места у хелатним једињењима

су одговорни како за мало усвајање Fe, тако и за поремећај у његовом транспорту у оквиру биљака. Неки аутори наводе да је однос Fe са другим елементима веома важан, тако да је одговарајући однос Fe:Mn најважнији фактор у толеранцији биљака на Fe (Kabata-Pendias, 2011).

Физиологија токсичности Fe и биљна резистентност на његов сувишак могу се приказати као следеће: а) биљке које имају велики захтев према нутријентима, посебно за Ca и SO₂, могу да толеришу високе концентрације Fe; б) коренови имају могућност да оксидују Fe, као и наслаге Fe на површини корена; в) микоризе показују велику способност да везују Fe или на површини коренова, или у оквиру својих ћелија; г) повреде корена настале на различите начине уништавају оксидациону снагу коренова и смањује доступност Fe, и стога и његову токсичност; д) биљна резистентност на сувишак Fe је повезана са различитим реакцијама попут оксидације, имобилизације, и искључивања мобилних облика Fe путем корена; њ) биљке које су расту у условима где је присутна велика количина воде су углавном толерантније на високе нивое Fe од биљака на сушним земљиштима. Одговор биљака на токсичност, као и на недостатак Fe се јако разликује између биљних врста и генотипова, али је генерални тренд толерантности биљака на сувишак Fe повезан са оксидацијом, имобилизацијом, и/или искључивањем мобилних облика Fe путем корена (Kabata-Pendias, 2011).

Интеракција Fe са другим елементима је врло комплексна, и може се одвијати у оквиру биљака, као и на површини коренова. У већини случајева овакве антагонистичке међувезе се могу приказати као следеће: а) повећане количине Mn, Ni и Co узрокују редукцију абсорпције и транслокације Fe што резултује у смањењу хлорофила; б) високе концентрације једињења Fe у земљишту узрокује смањено усвајање неколико метала (Mn, Ni, Co); в) интеркција између Fe и Mn како у земљишту, тако и у биљним ткивима има велики утицај на метаболизам биљака. Однос Fe:Mn како у земљишту, тако и у биљним ткивима има већи утицај на метаболизам биљака од њихове концентрације; г) интеракција Fe и Zn је повезана са таложењем ZnFeO₄ и смањује доступност оба метала; д) показана је антагонистичка интеркција између Fe и Si, Se; њ) Fe-Ca интеркција у земљишту и биљкама је врло комплексна, али је значајан утицај Ca на смањену доступност Fe, што може да доведе до хлороза Fe у биљкама на кречњачким земљиштима (Kabata-Pendias, 2011).

Резултати ове студије су показали да су се концентрације Fe у биљкама кретале у распону од 29.163 mgkg⁻¹ у врсти *Helleborus odorus* (Котража) до 12756.250 mgkg⁻¹ у врсти *Sedum acre* (село Каменица). Просечна вредност садржаја Fe у биљкама била је 1020,923 mgkg⁻¹.

Литературни подаци говоре о различитим вредностима концентрације Fe које су токсичне за биљке. Тако, су према Allen (1989), токсичне концентрације Fe за биљке 40-500 mgkg⁻¹, док се према Market (1992), оне крећу у распону 5-200 mgkg⁻¹. У случају да је Fe лако растворно биљке могу да усвоје велику количину Fe. Генерално, представници фамилије Fabaceae су познати да акумулирају више Fe од других биљака. Показано је такође, да вегетација која расте на земљиштима насталим на серпентинима, као и представници фамилије Poaceae, садрже Fe од 2127 до 3580 mgkg⁻¹ (Johnston and Proctor, 1977).

Ова студија је показала да су бројне врсте усвојиле Fe у концентрацијама много већим од горе цитираних. Ово се нарочито односи на биљне врсте које расту на серпентинским земљиштима које по природи обилује великим садржајем Fe. Генерално гледано биљке које су узорковане на серпентинској подлози садржале су просечно највише Fe, а затим следе оне узорковане на кречњаку и андезиту. Иако је песак као геолошка подлога садржао највише Fe, биљке на овој подлози показале су просечно најмањи садржај овог метала у својим ткивима. Такође, просечни садржај Fe у биљкама био је вишеструко мањи од његовог садржаја у земљишту. Треба нагласити да

биодоступност неког елемента не зависи само од његовог садржаја у земљишту, већ и од његове форме у земљишту, као и од разматране биљне врсте. На ово указују и резултати нашег истраживања који показују да су две различите биљне врсте показале различито усвајање Fe иако су узорковане са серпентинских земљишта која га садрже у високим концентрацијама. Такође је показано, да чак и у случају да се тестирају исте врсте биљака, усвајање елемената не мора да буде у корелацији са његовим садржајем у земљишту (Walker et al., 2003; Lazarus et al., 2011). Ово је вероватно последица различитог механизма усвајања елемената, неједнакости у особинама њиховог транспорта, као и у чињеници да постоји антагонизам у усвајању између елемената.

Садржај манган (Mn) у биљкама

Једињења Mn су врло значајни земљишни конституенти, он је и есенцијалан биљни нутријент и контролише понашање неколико других микронутријената. Манган је релативно лако покретан у земљишном медијуму, и јавља се у неколико катјонских и анјонских форми (Kabata-Pendias and Sadurski, 2004). У земљишним растворима растворљива форма Mn је укључена у органске комплексе, а важан фактор који контролише мобилност Mn представља редукција форми MnO_2 и стварање комплекса са кореновим ескудатима. Једињења Mn са негативним пуњењем, $Mn(OH)_4$ и MnO_2 су одговорна за велики број асоцијација и конкреција Mn са неким металима посебно са Co, Ni, Cu, Zn, Pb, Ba, Ti, W и Mo. Манганова једињења су позната по њиховој брзој оксидацији и редукцији под утицајем променљивог земљишног окружења, и стога оксидациони услови могу да редукују доступност Mn и нутријената који су са њим здружени, док редукциони услови доводе до лаке доступности ових елемента чак до токсичног нивоа.

Мангана у земљишту има у везаној или слободној форми. Нерастворљив је уколико је везан за органске остатке земљишта, као и у облику Mn^{3+} и Mn^{4+} јона. Биљке га најбоље примају у киселим и слабо аерисаним земљиштима где се налази у облику Mn^{2+} јона (Коњевић и др., 2003). Усвајање Mn је метаболички контролисано. Пасивна абсорпција Mn је јавља нарочито у случајевима високог и токсичног нивоа концентрације Mn у земљишту. Дефицијенција Mn је уобичајена код биљака које се развијају на неутралним и кречњачким земљиштима, а на доступност Mn биљкама могу да утичу и комплекс интеракција између корена и микроорганизама. Манган је познат по брзом усвајању и транслокацији у оквиру биљака (стога је вероватно да Mn није везан за нерастворене органске лиганде), а налази се у ткиву корена или у ксилемским флуидима. Манган се у биљкама појављује у флуидима и екстрактима углавном у виду слободних катјонских форми (Tiffin, 1977; Tinker, 1981). Он се вероватно транспортује као Mn^{2+} , али су такође, утврђена његова комплексна једињења са органским молекулима у флоемским ескудатима. Van Goor (1974), је показао много мању концентрацију Mn у флоемским ескудатима него и ткивима листова, и закључио је да слаб транспорт Mn кроз флоемски систем одговоран за његову ниску концентрацију у плодовима и семенима, као и за његово слабо складиштење у корену. Манган се пре свега транспортује у меристемска ткива, тако да је углавном утврђен у младим ткивима. Садржај Mn у биљкама није само узрокован биљним карактеристикама, већ и његовим резервама у земљишту које су строго контролисани особинама земљишта.

Фоу (1983), је описао да је толеранција биљака на Mn у вези са неколико карактеристика и метаболичких процеса као што су: а) оксидациона снага кореновог система (могућа оксидација Mn у MnO_2 који је смештен у неактивној фракцији); б) стопа манганове абсорпције и транслокације; г) комплексација Mn помоћу једињења мале молекулске тежине који су продуковани од стране коренова биљака или

микроорганизмима у земљишту; д) везивање Mn у неметаболичким средиштима и интеракција са другим елементима нарочито Ca, Fe, Al, Si и NH₄.

Постоји велика разлика у осетљивости на присуство Mn међу биљним врстама и генотиповима. Токсичност Mn је повезана са његовим штетним утицајем на активност неких ензима и хормона, као и на синтезу аминокиселина. Биљке које су резистентне на сувишак Mn имају способност да га акумулирају у кореновима и/или да таложу MnO₂ у оквиру епидермиса. Показано је да садржај Mn у биљкама значајно варира у зависности од биљне врсте, фазе раста биљке, биљног органа, као и различитих екосистема и земљишта на којима биљке расту. Концентрација Mn која изазива његов недостатак за већину биљака варира 15-25 mgkg⁻¹, док токсична концентрација више варира и зависи од биљне врсте и земљишних фактора. Већина биљака је погођена концентрацијама Mn вишим од 400 mgkg⁻¹, мада су неки аутори утврдили да га неке резистентне биљке или генотипови акумулирају изнад 1000 mgkg⁻¹, а хиперакумулатори (9 до сада утврђених врста) и до 10000 mgkg⁻¹ (Greger, 1999; Proctor, 2003; Min et al., 2007; Shanahan et al., 2007; Ferrando et al., 2007; Ferrando, 2010). Према неким ауторима за потпуну метаболичку функцију биљака Mn је потребан у ниским концентрацијама (20 mgkg⁻¹), у већини биљака он је присутан у концентрацијама 20-300 mgkg⁻¹, док је токсична вредност Mn процењена на 300-500 mgkg⁻¹ суве материје (Кастори, 1993; Pais and Jones, 2000). Са друге стране према Allen (1989), концентрације 50-500 mg Mn kg⁻¹, а према Markert (1992), концентрације више 700 mg Mn kg⁻¹ представљају концентрације токсичне за биљке.

Резултати ове дисертације показују да су се средње вредности концентрације Mn у биљкама кретала од 13.339 mgkg⁻¹ забележене у врсти *Stipa pennata* (Брђанска клисура) до 2783.750 mgkg⁻¹ у врсти *Euphorbia amygdaloides* (Вучјак). Просечна вредност садржаја Mn у биљкама била је 106,619 mgkg⁻¹.

Поредећи резултате добијене у овом истраживању са горе наведеним можемо рећи да је садржај Mn у истраживаним биљкама значајно варира у зависности од биљне врсте, као геолошке подлоге земљишта на којима биљке расту. Биљке узорковане са земљишта насталог на кречњаку показале су највећи просечни садржај Mn, а затим оне сакупљене са андезитне, серпентинске и песка као геолошке подлоге. Садржај Mn у биљкама одражавао је његов садржај само у земљишту насталом на кречњаку. Такође, показано је да садржај Mn у земљишту на другим подлогама био већи у односу на његов просечан садржај у биљкама, као и да га биљке нису усвајале пропорционално његовим концентрацијама у земљишту. Добијени резултати су вероватно последица антагонизма у усвајању Mn и других елемената (пре свега Fe), као и постојању велике разлике у осетљивости на присуство Mn међу биљним врстама и генотиповима. Такође, познато је да је Mn укључен у биолошке и геохемијске интеракције. Јак апсорпциони капацитет Mn оксида за друге елементе (посебно за Co) утиче на њихову биодоступност биљкама (McKenzie, 1980). Антагонизам Fe и Mn је добро познат нарочито у киселим земљиштима која садрже велике количине доступног Mn. Гвожђе и Mn су међусобно повезани у њиховим метаболичким функцијама и њихов адекватан ниво (однос Fe:Mn се креће 1.5-2.5), је неопходан за здравље биљака. Потврђене су интеракције између Mn и других елемената као што су: антагонистички и синергистички ефекти Mn у усвајању Cd и Pb; антагонистички ефекти Mn у усвајању K, Na и N, као и утицај Zn на слабије усвајање Mn (Kabata-Pendias, 2011). Антагонистички ефекат Ca и Mg на усвајање Mn има комплексан ефекат. Фоу (1983), је утврдио да сувишак Mn утиче на недостатак Ca зато што инхибира транспорт Ca у оквиру биљака, као и да под одређеним условима, Ca редукује токсичност Mn (Nazrul-Islam, 1986).

Садржај бакара (Cu) у биљкама

Бакар је есенцијални елемент за биљке. Бројне студије су се бавиле формама и понашањем Cu у биљкама, а све оне се могу објединити као следеће: а) Cu углавном ствара комплексе са органским једињењима мале молекулске тежине, као и са протеинима; б) Cu се појављује у једињењима са непознатом функцијом, као што су ензими који имају виталну функцију у биљном метаболизму; в) Cu има важну улогу у неколико физиолошких процеса (фотосинтеза, респирација, дистрибуција угљених хидрата, редуција и фиксација азота, метаболизам протеина и метаболизам ћелијског зида), г) Cu утиче на пермеабилитет воде ксилемских судова, и стога контролише водни баланс; д) Cu контролише и продукцију ДНК и РНК, тако да његов недостатак инхибира репродукцију биљака (редукује продукцију семена, као и стерилитет полена) и њ) Cu је укључен у механизме резистенце на болести (Kabata-Pendias, 2011). Отпорност биљака на болести изазване гљивама је повезана са адекватним снабдевањем Cu. Улогу бакра у животним процесима биљака одређује његова способност промене валентности, велика атомска маса, мали јонски пречник и склоност стварању стабилних комплексних једињења (Кастори, 1993). За оптималан развој биљке не захтевају искључиво адекватну количину Cu, већ и баланс хемијских елемената. Јони који имају слични афинитет везивања за протеине и друга једињења као и Cu, могу имати антагонистичке међусобне интеракције са њим. Ово је јако значајно због учешћа Cu у функцији бројних ензима, и његове различите валенце која узрокује велики број Cu интеракција. Генерално узевши, Cu улази у састав неколико кључних ензима, и има важну улогу у неким физиолошким процесима (фотосинтеза и респирација; метаболизам угљених хидрата и нитрата; у пропустљивости воде; репродукцији и отпорности на болести).

Апсорпција Cu од стране биљака се одвија углавном активним путем, док је пасивна апсорпција присутна у случајевима кад је Cu у растворима у токсичним концентрацијама. У ткивима корена биљака готово целокупан Cu је у облику комплекса, али у ћелије корена продире у облику раздвојених форми. У кореновима или ризосфери, Cu је у форми комплекса, али његово усвајање и транслокација је функција активности Cu^{2+} форме. Са повећањем концентрације Cu^{2+} и Cu^{+} јона у биљци се дешавају следећи процеси: поремећаји у ткивима и елонгација ћелија корена; измена пропустљивости мембране, што узрокује пропуштање неких јона; пероксидацију липида мембране хлоропласта и инхибицију фотосинтетичког електрон транспортног ланца; имобилизација Cu у ћелијском зиду, у вакуолама и недифузних Cu протеинских комплекса и поремећај у синтези ДНА, као и инхибирање фотосинтетичких процеса (Woolhouse and Walker, 1981). Земљишни рН има важну улогу у доступности Cu и његовој токсичности на терестричне биљке. Бакар је слабо покретан у биљкама зато што је јако везан за азот и протеине. Он се јако адсорбује у органским материјама. Биљке усвајају мале количине Cu, и то углавном у облику Cu^{2+} јона и хелата. На усвајање Cu утиче његова концентрација и присуство других јона у земљишту (посебно тешких метала Zn, Mn, Fe). Јоне Cu биљке усвајају и преко надземних органа. Асцендентни транспорт и реутилизација бакра зависи пре свега од његове доступности биљкама (Кастори, 1993).

Концентрација Cu у биљним ткивима је у функцији његовог нивоа у хранљивом раствору или земљишту. Адекватни садржај Cu у биљкама је есенцијалан за раст и развој биљака, тако да су неадекватне концентрације за већину биљака ниже од 2 mg Cu kg^{-1} . Садржај Cu у биљкама које потичу из различитих незагађених региона различитих земаља варира $1-10 \text{ mgkg}^{-1}$ (Yruela, 2005). У пепелу различитих биљака које су расле под утицајем различитих природних услова садржај Cu се кретао $5-1500 \text{ mgkg}^{-1}$ (Shacklette et al., 1978). Садржај Cu у стаблима биљака не прелази 20 mgkg^{-1} , док је праг његовог садржаја у распону $20-100 \text{ mgkg}^{-1}$ (Kabata-Pendias, 2011). Упркос томе што су биљне врсте и генотипови генерално толерантни на Cu, овај метал може бити јако

токсичан. Већина биљака може да акумулира много више Cu, нарочито у кореновима и ткивима за складиштење. Протени малих молекулских тежина који могу да везују Cu, имају велику улогу у његовој хомеостази омогућавајући многим биљкама и бактеријама да развију резистентност на повећане концентрације Cu (Puig et al., 2007). Према неким ауторима концентрација Cu у биљкама се креће у просеку 5-30 mgkg⁻¹, док је токсична вредност Cu процењена на 20-100 mgkg⁻¹ суве материје (Кастори, 1993). Смањење раста осетљивих врста је запажено при концентрацијама од 15-20 mgkg⁻¹ Cu у ткивима, а 10% смањења приноса се дешава при концентрацијам Cu и границама 10-30 mgkg⁻¹ (Kloke et al., 1984; Macnicol and Beckett, 1985). Неке биљне врсте су толерантне на повећан садржај Cu у земљишту (1000-50000 mg Cu kg⁻¹) и могу да акумулирају екстремне количине овог метала у својим ткивима (купрофите). Утврђено да постоје 24 врсте које хиперакумулирају Cu, и припадају различитим фамилијама (McGrath, 1998; Poschenrieder et al., 2001; Faucon et al., 2009).

Резултати овог истраживања су показали да се садржај Cu у биљкама кретао у распону од 0.690 mgkg⁻¹ забележене у врсти *Alyssum murale* (Котража) до 12.133 mgkg⁻¹ у врсти *Halacsya sendtneri* (Брђанска клисура). Просечна вредност садржаја Cu у биљкама била је 3,844 mgkg⁻¹. Резултати ове студије показују да је просечан садржај Cu у проучаваним биљкама био највећи на кречњачком, па затим на серпентинском, андезитном и песковитом земљишту. Такође, биљке узорковане на земљишту насталом на андезиту показале су већи садржај Cu у односу на његов садржај у земљишту. На осталим подлогама просечни садржај овог метала у биљкама био је мањи у односу на његов садржај у одговарајућем земљишту.

Резултати добијени у овој студији су у сагласности са литератураним подацима који говоре да биодоступност Cu може бити редукована присуством високог садржаја Fe у земљишном раствору. У добро аерисаним земљиштима Fe се углавном налази у форми Fe³⁺ оксида или хидроксида који су познати као добри апсорбенти катјона (нарочито катјона Cu) (Watanabe et al., 2001; Živković et al., 2011). Такође, мобилност Cu зависи и од карактеристика минералне фракције земљишта, тако да је садржај карбоната у позитивној корелацији са тоталним садржајем Cu, али и у негативној корелацији са мобилном фракцијом Cu, што је посебно значајно за земљишта настала на кречњачким геолошким подлогама (Brunetti et al., 2009).

Показано је много комплексних интеракција Cu са другим елементима у оквиру биљних ткива и у ризосфери, углавном при процесима усвајања и транспорта. Показана је интеракција Cu-Zn (Graham, 1981), јер се ови метали апсорбују од стране корена путем истих механизма, и стога сваки може компетитивно да инхибира апсорпцију другог. Антагонизам Cu и Fe узрокује хлорозу индуковану Cu. Висок ниво Cu у биљкама узрокује смањење садржаја Fe у хлоропластима. Гвожђе са друге стране, редукује Cu апсорпцију из земљишног раствора. Оптималан однос Cu:Fe варира за различите биљне врсте, тако да токсични ефекат Cu може бити умањен додавањем Fe. Интеракција Cu-Mo је блиско повезана са N метаболизмом. Ово је нарочито значајно за биљке које користе N из NO₃, зато што је Cu антагонист Mo у ензимима који редукују NO₃. Антагонистичке и синергистичке Cu-Cd интеракције су запажене приликом њиховог усвајања путем корена. Синергизам ових елемента је споредни ефект настао због поремећаја функције мембрана услед дисбаланса у концентрацијама ових елемената. Интеракција Cu-Se је присутна углавном када повећани ниво Se инхибира усвајање Cu. Антагонистичке и синергистичке Cu-Mn интеракције су описане приликом усвајања ових елемената нарочито при високим концентрацијама оба елемента. Синергизам Cu-Ni је описан у сличним условима као и за интеракцију Cu-Mn. Међусобна интеракција Cu-Cr се може јавити у оквиру биљних ткива, као и у ризосфери. Антагонистичка реакција је углавном у вези са варијабилношћу валенци Cr. Антагонизам Cu и Al доводи до редуције усвајања Cu

путем корена у условима токсичних концентрација Al, нарочито у киселим земљиштима. Cu и N интерагују у протеинским једињењима са комплексима Cu, тако да биљке које садрже велики проценат N лако показују симптоме Cu дефицијенције. Cu-P однос у земљишту је врло значајан јер повећане концентрације P у земљишту редукују микоризну апсорпцију Cu, док сувишак Cu инхибира активност и доступност P. Интеракција Cu и Ca је врло комплексна и блиско повезана са рН земљишта. Карбонати имају афинитет да се таложе са Cu, што доводи до дефицијенције Cu у земљиштима са алкалном реакцијом, или и када у земљишту постоји слободан CaCO₃ (Kabata-Pendias, 2011).

Садржај цинка (Zn) у биљкама

Цинк има есенцијалну метаболичку функцију у биљкама, а његова вишеструка улога се огледа у активирању и учешћу у грађи неких ензима (карбоанхидразе, алкалне фосфатазе, неких протеаза и пептидаза). Он утиче на пропустљивост мембрана, и стога стабилизује ћелијске компоненте и системе микроорганизама.

Цинк се у земљишном раствору налази у облику слободних јона или јонских комплекса. Терестричне биљке усвајају Zn углавном из земљишта у облику двовалентног катјона (Zn²⁺), а при вишим рН вредностима као моновалентни катјон (Zn(OH)⁺). Показано је такође, да биљке апсорбују Zn у облику хидратисаног цинка (Zn²⁺), у облику јонских комплекса и Zn органских хелата (Kabata-Pendias, 2011). Постоји линеарна зависност у концентрацији Zn у земљишту, његових растворених форми доступних биљкама и његовог усвајања. На усвајање Zn може да утиче присуство других катјона (антагонистички или синергистички), као и присуство високих концентрација бикарбоната и фосфора који инхибирају његово усвајање. Цинк се првенствено акумулира у корену и младим листовима, и спада у елементе чија је покретљивост у биљкама осредња (Кастори, 1993). Велику мобилност у биљкама имају лака органска једињења Zn у ксилемским течностима, као и у другим биљним ткивним екстрактима. Дистрибуција Zn у биљним деловима има следећи поредак: коренови>листови>грање>стабла. Загађење животне средине цинком знатно утиче на његов садржај у биљкама. Биљке које расту на цинком загађеним земљиштима концентришу га у кореновима, а у екосистемима где се Zn преноси вазухом, у надземним деловима биљака Zn се концентрише у количинама и до 0.1%.

Према неким ауторима концентрација Zn у биљкама се креће у просеку 27-150 mgkg⁻¹, док је токсична вредност процењена на 200-400 mg Zn kg⁻¹ суве материје (Кастори, 1993). Према Brunetti (2009), нормалан садржај Zn је 15-150 mgkg⁻¹, а максимална вредност 300 mg Zn kg⁻¹. Смањење раста осетљивих врста је запажено при концентрацијама од 150-200 mgkg⁻¹ Zn у ткивима, а 10% смањења приноса се дешава при концентрацијам Zn и границама 100-500 mgkg⁻¹ (Kloke et al., 1984; Macnicol and Beckett, 1985).

Средње вредности концентрације Zn, према резултатима ове студије, биле су од 5.160 mgkg⁻¹ у врсти *Alyssum murale* (Котража) до 230.767 mgkg⁻¹ у врсти *Chrysopogon gryllus* (Ковионоица). Просечна вредност садржаја Zn у биљкама била је 23,715 mgkg⁻¹. Резултати овој истраживања су показали да је просечни садржај Zn у биљкама опадао од серпентинске, преко андезитне и кречњачке, до оне на песку као геолошкој подлози. Проучаване биљке нису усвајале Zn пропорцијално његовим концентрацијама у земљиштима на одговарајућим подлогама. Такође, просечан садржај Zn у биљкама био је већи од његовог садржаја у земљишту (осим на кречњачкој подлози).

Добијени резултати указују да су две различите биљне врсте на земљиштима насталим на серпентинској геолошкој подлози која имају приближно једнак садржај Zn, усвојиле различите концентрације овог метала. У врсти *Chrysopogon gryllus* утврђено је скоро 50 пута више Zn у проређењу са врстом *Alyssum murale*. Одговоре за различито

усвајање Zn од стране биљака треба тражити у присустви различитих форми Zn у земљишном раствору, у земљишним факторима и специфичностима његовог усвајања условљеног генотипом биљака, типом земљишта и климатским факторима (Montilla et al., 2003). Такође, у адсорпцији Zn велику улогу има његова интеракција са другим елементима, присуство оксида Fe и Al, као и карбоната. Постојање различитих соли калцијума доводи до промене рН средине до око 8, што може да услови имобилизацију цинка и стварање комплекса са површином других компонената земљишта. Наиме, Zn је релативно активан у биохемијским процесима. Показана је антагонистичка и синергистичка интеракција између Zn и Cd у њиховом усвајању и транспорту. Антагонистичка интеракција између Zn и Cu се огледа у томе, да усвајање једног повлачи смањење усвајања другог елемента (Arias et al., 2006), што је вероватно последица постојања истог носача у апсорпционом механизму ових елемената. Показан је и антагонизам Zn и Fe. Повећане концентracије Zn значајно редукују концентracију Fe у биљкама. Постоје два могућа механизма у Zn и Fe интеракцијама. Први, који подразумева конкуренцију између Zn^{2+} и Fe^{2+} у процесима усвајања, и други, интерференцију у хелатним процесима током усвајања и транслокације Fe од коренова ка надземним деловима. Интеракције Zn и As, P и N су такође потврђене, док интеракције Zn са Ca и Mg варира од биљне врсте и типа земљишта. Неколико других фактора, пре свега рН, контролише антагонистичку и синергистичку интеракцију између Zn и ова два поменута елемента (Ca, Mg) (Wallace et al., 1980; Shukla and Yadav, 1982; Graham et al., 1987; Kabata-Pendias, 2011).

Неколико биљних врста и генотипова су познати по високој толеранцији на Zn. Биљке из фамилија Caryophyllaceae, Sурегасеае и Plumbaginaceae, као и неке дрвенасте врсте, су добри индикатори Zn и могу да га концентришу у распону 0.1-3% (Kovalevskiy, 1979). Толерантне врсте могу да редукују ефекат повећаних концентracија Zn на следеће начине: метаболичким адаптацијама и стварањем комплекса, његовим депоновањем у неке делове ћелије, и путем имобилизације у ткивима за депоновање (Haydon and Cobbett, 2007). Цинк се везује за растворене протеине малих молекулских тежина, концентрише се у хлоропластима, или може бити акумулиран у течностима вакуола и ћелијским мембранама. У ћелијама корена Zn је везан за ћелијски зид или ствара комплексе са протеиним који немају способност дифузије (Kabata-Pendias, 2011).

Садржај никла (Ni) у биљкама

Према неким литературним изворима Ni нема есенцијалну улогу у метаболизму биљака. Међутим, неке врсте бактерија га користе у биосинтези, док га махунарке укључују у метаболизам уреазе у својим нодулама (Kabata-Pendias, 2011). Такође је показано, да Ni има вишеструку улогу у физиолошким процесима: утиче на активност бројних ензима (каталаза, пероксидаза), на дисање и фотосинтезу, утиче на формирање конфигурације молекула ДНК и РНК, сузбија различите биљне болести (Кастори, 1993). У малим концентracијама Ni повољно делује на раст и развиће појединих врста биљака, али његове високе концентracије делују токсично на већину биљка (осим за неке врсте род *Alyssum*). Механизам токсичности Ni и његови биолошки ефекти зависе од врсте и форме у којима се среће. Катјонска форма (Ni^{2+}) се лакше апсорбује и токсичнија је од његових различитих форми комплекса.

Биљке усвајају Ni у јонском облику и у виду хелата. Интезитет и акумулација Ni зависи од његове приступачне количине у земљишту, као и од рН вредност земљишта. За разлику од Pb и Cd, Ni поседује добру покретљивост у ксилему и флоему, и стога се у већем садржају налази у плодовима и семену. На акумулацију Ni велики утицај има садржај других елемената у подлози, док Ni утиче на усвајање и метаболизам посебно Fe (Кастори, 1993).

Никл се обично лако екстрахује из земљишта од стране биљака, и његов садржај је у функцији његове форме у земљишту. Усвајање Ni од стране биљака је у позитивној корелацији са његовом концентрацијом у земљишту. Попут других бивалентних катјона (Co^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+}), Ni^{2+} се јавља у форми органских једињења и комплекса. Потврђено је да је Ni везан за анјонске органске комплексе у ксилемским ескудатима (Tiffin, 1977). Транспорт и скалдиштење Ni је под метаболичком контролом, тако да је у биљкама мобилан, и најчешће се акумулира у листовима, плодовима и семенима (Welch and Cary, 1975).

Неки аутори наводе да већина биљака садржи 1-5 mg Ni kg⁻¹, док се појава токсичности за биљке везује за концентрације од 100 mg Ni kg⁻¹ (Brooks, 1987; Reeves, 1992; Chaney et al., 2008). Токсичност Ni је у вези са серпентинским и другим земљиштима богатим Ni. Неке биљке које расту на поменутих земљиштима у листовима акумулирају око 10-100 mg Ni kg⁻¹ (у поређењу са биљкама на нормалним земљиштима које га садрже 0.2-5 mg Ni kg⁻¹), па чак и преко 6000 mg Ni kg⁻¹ (Reeves, 1992; Ghaderian et al., 2007). Такође, природна вегетација на серпентинским земљиштима садрже Ni и до 19000 mgkg⁻¹ (Lyon et al., 1968; Reeves, 1992; Kabata-Pendias, 2011). За већину биљака повећане и токсичне концентрације Ni се крећу од 10 до 100 mgkg⁻¹, док осетљивије врсте подносе знатно ниже његове концентрације 20-30 mgkg⁻¹, а 10% смањења приноса се дешава при концентрацијам Ni и границама 10-30 mgkg⁻¹ (Kloke et al., 1984; Macnicol and Beckett, 1985). Према наводима Кастори (1993) садржај Ni у биљкама које расту на незагађеним земљиштима Србије је значајно варира (што је узроковано биолошким и факторима спољашње средине), тако да је његов просечан садржај у биљкама износио 0.1-5.0 mgkg⁻¹, док је токсична вредност Ni процењена на 10-100 mgkg⁻¹ суве материје. Неколико биљних врста су познате по томе да толеришу и хиперакумулирају Ni и углавном припадају породицама: Brassicaceae, Fabaceae, Boraginaceae, Myrtaceae и Caryophyllaceae (које такође акумулаторају Co) (Kabata-Pendias, 2011).

На основу резултата ове студије садржај Ni у биљкама, се кретао у распону од 0.348 mgkg⁻¹ у врсти *Stachys recta* (Брђанска клисура) до 3881.667 mgkg⁻¹ у врсти *Alyssum murale* (село Каменица). Просечна вредност садржаја Ni у биљкама била је 234,092 mgkg⁻¹. Добијени резултати показују да је просечни садржај Ni у биљкама опадао од серпентинске преко кречњачке и андезитне, до песка као геолошке подлоге. Просечни садржај Ni у биљкама био је већи од његовог садржаја у земљишту на андезитној геолошкој подлози, док је на другим подлогама садржај овој метала у биљкама био мањи у односу на његов садржај у земљишту.

Резултати добијени у овом истраживању су у сагласности са горе поменутих литературним подацима везаним за садржај Ni у биљкама. Такође, добијени резултати потврђују чињеницу да је род *Alyssum* (нарочито секција *Odontarrhena*) са највећим бројем хиперакумулатора Ni (Baker и Brooks, 1989). Показано је да неке врсте секције *Odontarrhena*, рода *Alyssum* које можемо наћи како на серпентинском, тако и на неким другим типовима земљишта (Reeves et al., 1997), садрже од око 30 до преко 1000 mg Ni kg⁻¹ у зависности од земљишта (Ghaderian et al., 2007). Према Chaney и другим ауторима (2008), низак садржај Ca у односу на Mg, као мали однос Ca:Mg, могу да редукују фитотоксичност Ni и увећају његову фитоекстракцију од стране хиперакумулаторских врста рода *Alyssum*. Zayed и Terry (2003), су утврдили да је однос концентрација Ca:Mg у земљишту важан фактор у усвајању Ni, тако да се са повећањем садржаја Ca у раствору смањује усвајање Ni и других двовалентних катјона. Генерално говорећи концентрације Ca и Mg значајно утичу како на усвајање, тако и на фитотоксичност Ni (Brooks et al., 1981). Такође, интеракција између Ni и других метала (пре свега Fe), вероватно је уобичајен механизам укључен у токсичност Ni. Неки аутори (Cataldo et al., 1978) су показали да је абсорпција Ni путем коренова, и транслокација Ni²⁺ од коренова

до стабала инхибирана постојањем Cu^{2+} , Zn^{2+} и Fe^{2+} . Сувишак Ni узрокује недостатак Fe инхибицијом транслокације Fe од корена ка врху. Такође, однос Ni:Fe је значајнији за токсичност Ni од појединачних концентрација Ni и Fe. Таррего и други аутори (2007), су утврдили антагонистичку интеракцију између Ni и Co, Ca и Mg за врсте *Alyssum* рода при специфичним експерименталним условима. У биљкама Ni^{2+} може у процесима конкуренције да инхибира усвајање двовалентних катјона (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{2+} и Zn^{2+}), узрокујући њихову дефицијенцију, која пак може да резултира у карактеристичним симптомима хлорозе биљака и смањењу ефеката фотосинтезе.

Садржај олова (Pb) у биљкама

Олово се не убраја у есенцијалне елементе за биљке. Постоје подаци који говоре да неке врсте соли ($\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$) у ниским концентрацијама имају стимулативни ефекат на биљни раст, али је много више потврда да и ниске концентрације Pb имају инхибиторни ефекат на биљни метаболизам (на процесу фотосинтезе, респирације, митозе, абсорпције воде и др.). Токсичност Pb се огледа у његовој способности да инхибира метаболизам Ca, као и функцију неких ензимских система. Олово у већим концентрацијама инхибира издуживање корена и растење лисне површине, фотосинтезу, транспорт електрона у процесу оксидативне фосфорилације и ензима пентозофосфатног циклуса, утиче на усвајање неопходних елемената, морфолошко-анатомску грађу биљака и активност ензима нитрат-редуктазе. Такође, биљке осетљиве на Pb нису довољно снабдевене фосфором (Кастори, 1993).

Биљке апсорбују Pb из два извора, земљишта и ваздуха. Davies (1995) је известио да је само 0.005-0.13% Pb у земљишном раствору доступно биљкама, па ипак усвајање Pb значајно превазилази његову концентрацију у земљишту. Биљке усвајају Pb у виду Pb^{2+} и/или у виду органских једињења (оловотетраментил, оловотетраетил), и транспортују га у надземне делове (Cannon, 1976). Биљке слабо усвајају и премештају неорганске форме Pb у надземне делове, док је насупрот усвајање и транспорт органских форми релативно брзо. Сматра се да се Pb мање-више пасивно усваја (асцендентални транспорт Pb ксилемом слично кретању Ca). Неки наводе и да се Pb апсорбује из биљних остатака који се таложе у површинским слојевима земљишта. Оно има веома малу биодоступност, тако да коренови имају велику способност акумулације Pb, што представља један вид заштите надземних делова биљака. Највероватније је да биљке усвајају Pb из земљишта пасивним путем кореном (било у ниским или високим концентрацијама), и депонују велики његов део у ћелијски зид у облику оловопирофосфата. Усвајање Pb зависи од неколико земљишних особина (органске материје у земљишту, гранулометријског састава земљишта, капацитета за размену катјона, рН), али и од генетских фактора биљака, зоне коренове поршине и коренових ескудата (Sillanpää and Jansson, 1992; Davies, 1995). Транслокације Pb из корена ка надземним деловима је лимитирана, тако да се само 3% Pb се транслоцира у стабла. Олово које се таложи у ћелијском зиду, а изван плазмалеме је у облику Pb талоба и кристала тако да су сличне насlage Pb пронађене и у кореновима, стаблима и листовима, што сугерише да се Pb транспортује и таложи на сличан начин у свим биљним ткивима.

Тешко је проценити садржај Pb које је токсичан за биљке, нарочито колико је земљишног Pb доступно биљкама. Олово је јако везано за готово све типове земљишта, и његова фитоекстракција је лимитирана. Ако се Pb усвоји од стране биљака његова транслокација у надземне делове је веома слаба и највећи део Pb се концентрише у кореновима. Одређени земљишни и биљни фактори (низак рН, низак садржај фосфора у земљишту, органски лиганди) могу да побољшају усвајање и транслокацију Pb. Повећан ниво Pb у земљишту лимитира ензимску активност микроорганизама, што има

за последицу нагомилавање неразграђених органских материја попут целулозе и нитрата (Kabata-Pendias, 2011).

Олово које се преноси ваздухом је важан ресурс његовог загађења, и лако се усваја путем листова биљака, стога 95% од тоталног садржај Pb у биљкама потиче од његових ваздушних наслага на листовима.

Резултати овог истраживања показују да садржај Pb у неким биљним врстама на различитим локалитетима није утврђен, док је максималну вредност од 22.867 mg Pb kg⁻¹ имала врста *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus* (Камењар). Просечна вредност садржаја Pb у биљкама била је 2,690 mgkg⁻¹. Добијени резултати су показали да је просечан садржај Pb у биљкама опадао од серпентинске, преко андезитне и песка као геолошке подлоге. Просечан садржај Pb у биљкама био је 6-32 пута мањи од његовог садржаја у земљишту, и био је најмањи на кречњачкој подлози, иако га је земљиште на овој подлози знатно садржало. Усвајање и акумулација Pb од стране биљака зависи од бројних фактора, један од њих је и доступност и конкуренција Pb и других метала попут Ca, Cd и Zn. Обзиром да се Pb и хемијски понаша попут Ca, разумљиво што га биљке на кречњачкој подлози усвајају у малим количинама.

Олово се јавља природно у биљкама, иако није показано да има неку улогу у њиховом метаболизму. Неки аутори су закључили да уколико биљке имају потребу за Pb довољне концентрације су 2-6 µgkg⁻¹ (Broyer et al., 1972). Kabata-Pendias (2011), наводи да се садржај Pb у биљкама које расту на загађеним земљиштима креће 0.05 and 3.0 mgkg⁻¹. Carranza-Álvarez и други аутори (2008) су утврдили концентрације Pb у биљкама у границама 10-25 mgkg⁻¹, а Yoop и други аутори (2006) наводе садржај Pb у опсегу 0-1183 mg kg⁻¹. Према неким ауторима концентрација Pb у биљкама се креће у просеку 5-10 mgkg⁻¹, док је токсична вредност Pb процењена на 30-300 mgkg⁻¹ суве материје (Кастори, 1993).

Резултати ове студије показују да у неким врстама биљака Pb није утврђено, што иде у прилог чињеници да је оно јако везано за готово све типове земљишта, као и да је само 0.005-0.13% Pb у земљишном раствору доступно биљкама. Такође, велики садржај Pb у земљишту локалитета Камењар (који је у вези са природом геолошке подлоге и близином магистралог пута са фреквентним саобраћајем), као и специфичност врсте могу да буду одговори зашто је врста *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus* акумулирала Pb у наведеним концентрацијам. Треба нагласити да на мобилност Pb (у поређењу са Zn и Ni) мање утичу специфичне особине земљишта, она је вероватно повезана са доступношћу метала попут Ca, Cd и Zn, као и конкуренцијом између металних катјона (Mc Bride et al., 1997; Adriano, 2001; Kabata-Pendias, 2011). Mohtadi и други аутори (2011), су утврдили доминантну улогу Ca у токсичности Pb (Ca ефикасно смањује токсичност Pb, вероватно инхибирањем усвајања и акумулације Pb у корену), као и да токсичност Pb јако зависи од односа Pb:Ca. Олово показује и интеракцију са Zn и Cd. Оно стимулативно утиче на усвајање Cd путем корена, што представља секундарни ефект поремећаја транспорта јона кроз мембране. Показано је да антагонизам између Pb и Zn неповољно утиче на транслокацију оба јона од корена ка надземним деловима. Олово може да се хемијски понаша попут Ca, и стога да инхибира неке ензиме. Повољан режим P у земљишту може да редукује токсичност Pb, зато што Pb формира нерастворне фосфате у биљним ткивима као и у земљишту, док S инхибира транспорт Pb од корена ка стаблу (Kabata-Pendias, 2011).

Упркос чињеници да је Pb слабо доступно биљкама, и да је тешка његова фитоекстракција, постоје неке биљке (кукуруз, сунцокрет, *Thlaspi sp.*) које могу да га акумулирају у великим количинама нарочито у корену. Такође, врста *Minuartia verna* концентрише Pb у својим листовима и више од 1000 mgkg⁻¹ (Hennig, 1972). Неколико биљних врста и екотипова, као и бактеријских сојева су развили механизме толеранције на Pb, која су повезани са особинама мембрана. Механизми толеранције биљака на Pb су

различити: Pb се везује за ћелијски зид (уз помоћ пектинске киселине), помоћу металотионеина, галактуронске киселине и др. (Srivastava et al, 2007, Polec-Pawlak et al., 2007). Осетљиве биљке и бактеријски сојеви везују више Pb у ћелијски зид, док толерантне акумулирају Pb у неактивној форми попут Pb пироортофосфата у кореновима.

Олово је један од главних хемијских загађивача, и његова концентрација у вегетацији расте последњих деценија, што је последица све већег антропогеног загађења. Међутим, велико варирање у садржају Pb у биљкама условљено је како факторима животне средине (геохемијске аномалије, загађење, варирање током сезона) тако и генотипском способношћу биљака да акумулирају Pb.

Садржај кадмијума (Cd) у биљкама

Кадмијум представља неесенцијалани елемент за метаболичке процесе биљака, апсорбује се путем корена и листова биљака, а такође акумулира и од стране земљишних организама.

На усвајање Cd утичу бројни спољашњи и унутрашњи фактори. Значајан део Cd усваја се пасивним путем, кореновим системом, али се делом апсорбује и метаболичким путем (Smeyers-Verbeke et al., 1978). Усвајање Cd зависи од pH вредности земљишта, концентрације Cd^{2+} јона у земљишном раствору, концентрације приступачног фосфора, присуства јона Ca^{2+} и Zn^{2+} (они инхибирају његово усвајање) и др. Кадмијум се лако транспортује у оквиру биљке у форми метало-органичних комплекса. Велики део апсорбованог Cd се акумулира у ткивима корена, чак и када је Cd доспео у биљку преко листова. Интензитет његовог транспорта у надземне органе је у позитивној корелацији са његовом концентрацијом у хранљивом супстрату. Кадмијум је токсичан за биљке само при већим концентрацијама. Узрок токсичности Cd је његов висок афинитет према тиолним групама (SH) неких ензима и протеина (Cd ствара комплекс са протеинима који су слични са металотионеиним). Показано је да се Cd концентрише у биљкама у протеинској фракцији; у кореновима неких биљака је у форми Cd фитохелатних комплекса; такође се среће у асоцијацији са различитим полипептидима и фитохелатинима, као и са ћелијским зидом и цитоскелетом; или пак бива транспортован путем АБЦ протеина у вакуоле (Pavlikova et al, 2002; Ben Amur et al., 2008; Plaza and Bovet, 2008). Високе концентрације Cd у биљкама потпуно инхибирају метаболизам Fe (изазивају хлорозу и тиме смањују интензитет фотосинтезе), дисање, транспирацију и транспорт електрона у процесу оксидативне фосфорилације и др. (Кастори, 1993). Кадмијум је токсичан елемент и стога што узрокује поремећај ензимске активности биљака: утиче на Калвинов циклус (ремеди функције кључних ензима попут рибулозе-дифосфата и карбохидразина), али пре свега утиче на фотосинтетички апарат више него на параметре раста.

Кадмијум у концентрацијма 5-10 $mgkg^{-1}$ утиче на осетљиве биљне врсте (Kloke et al., 1984), док је критичан ниво за биљке 10-20 $mgkg^{-1}$ (Macnicol and Beckett, 1985). Средња вредност концентрације кадмијума у травама је 0.07-0.27 $mgkg^{-1}$, док је у детелинама 0.08-0.46 $mgkg^{-1}$ (Kabata-Pendias et al, 1993; Kabata-Pendias, 2011). Према наводима Кастори (1993) је указао да садржај Cd у биљкама које расту на незагађеним земљиштима Србије је значајно варира, тако да је његов просечан садржај у биљкама износио 0.05-0.2 $mgkg^{-1}$, док је токсична вредност Cd процењена на 3-30 $mgkg^{-1}$ суве материје.

Резултати ове студије указују да садржај Cd у неким биљним врстама није утврђен, док максимална вредност 0.669 $mgkg^{-1}$ је регистрована у врсти *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus* (Камењар). Просечна вредност садржаја Cd у биљкама била је 0,133 $mgkg^{-1}$. Добијени резултати указују да је просечни садржај Cd у биљкама опадао од серпентинског, преко андезитног и кречњачког до песковитог земљишта. Просечан садржај Cd у биљкама показао је мању вредност од његовог садржаја у земљишту.

Такође, он није био пропорционалан његовом садржају у земљишту на одговарајућој подлози (осим на серпентину).

Добијени резултати акумулације Cd од стране биљака су у сагласности са горе поменутиим литературним подацима. Ниске концентрације Cd у истраживаним биљкама су последице његовог малог садржаја у земљишту, као и постојањем антагонизма у усвајању елемената. На адсорпцију Cd пре свега утиче присутност Ca и Cu у земљишту, тако да се мобилност Cd увећава због конкуренције између поменутих јона (McLean and Bledsoe, 1992; Bolan et al., 2003). Такође је познато да неколико других елемената утиче на биохемијску улогу Cd у биљкама, као и да они интерагују са Cd приликом његовог усвајања од стране биљака. Кадмијум и Zn имају сличну структуру, електронегативност и хемијске особине (Kirkham, 2006). Интеракција Cd-Zn се огледа у томе да Zn редукује усвајање Cd преко корена и листова. Када је однос Cd:Zn у биљним ткивима лимитиран на 1%, садржај Cd је ограничен на испод 5 mgkg⁻¹, испод његовог токсичног нивоа. Нека истраживања указују на синергистичку интеракцију Cd-Zn, тако да повећање концентрација оба елемента у земљишту утиче на њихову акумулацију у биљкама. Интеракција Cd-Cu је комплексна, и показано је да Cu инхибира апсорпцију Cd. Интеракција Cd-Mn/Ni се огледа у томе да Cd може да замени поменуте елементе приликом њиховог усвајања. Интеракција Cd-Fe повезана са поремећајем у фотосинтетичком апарату. Запажен је и узајамни антагонистички Cd-Se ефекат, као и интеракција Cd-P. Међусобна веза Cd-Ca је специфична. Кадмијум има исту валенцу и сличан радијус као Ca, али се он не супституише уместо Ca у земљишним минералима. Међутим јони Ca²⁺ могу да замене јоне Cd²⁺ у механизмима преноса, и стога апсорпција Cd може бити инхибирана присуством катјона Ca. На механизме усвајања и транслокације Cd може утицати присуство неких елемената као што су K, N и Al. Интеракција Cd са неким есенцијалним елементима (Mg, K) повезана је са његовим штетним ефектом на ћелијске мембране, тако што Cd ремети њихово усвајање и транспорт у оквиру биљних органа (Kabata-Pendias, 2011).

Неке биљне врсте показују велику способност у усвајању и трансферу Cd у надземне делове биљака. Кадмијум се углавном акумулира у кореновима, делимично у листовима, док је искључена његова акумулација у семенима (Benavides et al., 2005). Биоапсорпциони фактор и фитоекстракциона стопа (који јако варирају у зависности од земљишних својстава) су били главни параметри у одређивању врста погодних у фитоекстракцији овог метала. Према литературним подацима неке врсте су препоручене за фиторемедијацију земљишта загађених Cd попут: *Alyssum murale*, *Thlaspi vaerulescens*, *Nicotiana tabacum*, *Zea mais*, *Salix viminalis*, *Helianthus annuus* и *Viola baoshanensis*. (Zhuang et al., 2007).

Садржај кобалта (Co) у биљкама

Садржај Co у биљкама је контролисан од стране различитих земљишних фактора, као и способности биљака да га апсорбују. Кобалт је лако доступан из земљишног раствора. Усвајање Co од стране биљака зависи од присутности његових мобилних фракција, концентрације Co у раствору, као и од присуства комплекса које Co ствара са органским једињењима. Током апсорпције, Co се понаша као неки метали попут Fe и Mn, транспортује се у форми везаној за органска једињења са молекулском тежином од 1000 до 5000, која имају негативно свеукупно наелектрисање. Апсорпција Co²⁺ путем корена укључује активан транспорт. Мала Co мобилност у биљкама смањује његов транспорт кроз стабло до листова, тако да се он у ксилему транспортује путем транспирационог тока. Међутим, Co усвојен у сувишку путем корена бива захваћен транспирационим струјама, што резултира у његовом богатству у лисним маргинама и врховима (Kabata-Pendias, 2011).

Према неким ауторима концентрација Co у биљкама се креће у просеку $0.02\text{-}1\text{ mgkg}^{-1}$, док је токсична вредност Co процењена на $15\text{-}50\text{ mgkg}^{-1}$ суве материје (Кастори, 1993). Смањење раста осетљивих врста је запажено при концентрацијама од $10\text{-}20\text{ mgkg}^{-1}$ Co у ткивима, а критичан ниво Co у биљкама је $20\text{-}40\text{ mgkg}^{-1}$ (Kloke et al., 1984; Macnicol and Beckett, 1985). Према неким ауторима уобичајна концентрација Co у биљкама је $<10\text{ mgkg}^{-1}$, и чешћа је од оне мање од $<1\text{ mgkg}^{-1}$ (Collins and Kinsela, 2011). Anderson и други аутори (1973) су запазили да је токсичан ефекат Co у концентрацији $10\text{-}20\text{ mgkg}^{-1}$ у вези са сувишком Ni .

Средње вредности концентрације Co у биљкама, према резултатима овог истраживања, су биле од 0.080 mgkg^{-1} у врсти *Helleborus odorus* (Вучјак) до 25.134 mgkg^{-1} у врсти *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus* (Камењар). Просечна вредност садржаја Co у биљкама била је $3,339\text{ mgkg}^{-1}$, и била је мања од његовог садржаја у земљишту. Такође, просечан садржај Co у биљкама одражавао је његов садржај у земљишту на одговарајућој подлози и опадао је од серпентинске, преко кречњачке и андезитне до песка као геолошке подлоге, што указује да геолошка подлога има важну улогу у усвајању овог метала.

Резултати садржаја Co у проучаваним биљкама су у границама горе поменутих литературних података. На свим истраживаним локалитетима садржај Co у земљиштима је био већи од његовог садржаја у биљкама. Садржај Co у биљкама зависи од педогенетских фактора (концентрација Co у земљишту, рН и други хемијски параметри, концентрација Mg , варијација микроба, антропогена активност), као и од апсорбционе способности биљака која је генетски предиспонирана. Такође, присутност мобилних фракција Co , његова концентрација у земљишном раствору и интеракције Co са другим елементима имају главну улогу у његовом усвајању и акумулацији од стране биљака.

Кобалт реагује са другим металима (најчешће са металима који су геохемијски и биохемијски повезани са Fe), и те интеракције углавном зависе од њихових концентрација. У биљкама је показана значајна антагонистичка интеракција Co са Ni , Fe и Mn . Показано је да присуство Mn у земљишту има велику улогу у усвајању Co од стране биљака. У анаеробним условима Co здужен са Mn(IV) оксидима може бити враћен у раствор преко биотичког редуктивног растварања Mn(IV) при чему се добија Mn(II) и редуковани Co(III) . Заправо растварање Mn(IV) оксида доводи до растварања или десорпције Co(II) (Li et al., 2004; Collins and Kinsela, 2011). Високе концентрације Co индукују недостатак Fe у биљкама, и смањују усвајање Cd путем корена, али такође условљавају да Co синергистички реагује са Zn , Cr и Sn (Kabata-Pendias, 2011).

Познато је да су неке биљке добри акумулатори великих количина Co , и да развијају механизме толеранције на Co који су базично слични онима који се појављују код биљка металофита. Неколико биљних врста углавном из породица Brassicaceae, Caryophyllaceae, Violaceae, Fabaceae, Boraginaceae, Myrtaceae и Nyssaceae су познати као добри акумулатори Co и препоручени су као биохемијски индикатори. Ове биљке које расту на земљиштима насталим на серпентинима или Cu-Co рудама могу да садрже Co и $2500\text{-}17700\text{ mgkg}^{-1}$. Неки аутори (Malik et al., 2000) су сугерисали да врсте рода *Alyssum* могу бити коришћене за ремедијацију земљишта контаминираних Co .

Садржај хрома (Cr) у биљкама

Хром је неопходан елемент за биљке, он стимулативно утиче на растење и развој неких биљних врста, док веће концентрације Cr имају токсично дејство на биљке. Дејство Cr на биљке и његова приступачност зависи од његове концентрације у земљишту, али и од хемијских и физичких особина земљишта (рН вредност, редокс-потенцијал, аерисаност, влажност, садржај органске материје и др.) (Кастори, 1993).

Хром је слабо доступан биљкама, тешко се транслоцира у оквиру биљке, тако да се углавном концентрише у кореновима због његове склоности да се инкорпорира у

хелијски зид (Zayed et al., 1998). Он се среће у неколико оксидационих стања од Cr^{2-} до Cr^{6+} (Zayed and Terry, 2003). Најдоступнија форма хрома за биљке је облик Cr^{6+} , који је врло нестабилан под нормалним условима земљишта, и његова доступност зависи од особина земљишта, пре свега земљишне текстуре и рН. Облик Cr^{3+} је мање штетан за већину биљака јер је јако је везан у земљишним растворима. Биљке углавном усвајају шестовалентни облик хрома (Cr VI , дихромат), док је тровалентни облик (Cr III) слабо растворљив, и биљке га слабо усвајају. Четворовалентни облик (Cr IV) је карактеристичан за алкална земљишта. Форма Cr^{3+} и неколико хромових анјонских комплекса (CrO_4^{2-}) су лако доступни биљкама и имају исти образац акумулације и транслокације. Након усвајања Cr се уграђује у бројне растворљиве, нискомолекулске анјонске комплексе.

Механизам апсорпције и транслокације Cr у биљкама сличан је таквом за Fe , и стога је коренов капацитет да конвертује Cr^{3+} у CrO_4^{2-} је кључни процес у његовој апсорпцији. Биљке се одликују малом способношћу накупљања Cr , а његова транслокација из корена у надземне органе је веома спора. Zayed and Terry (2003) су показали да се лако доступна форма хрома Cr^{6+} трансформише у Cr^{3+} у ћелијама биљака, који затим лако реагује са ДНК и протеинским једињењима. Биодоступност хрома је у функцији типа земљишта и ретенционог времена. Неке биљне врсте, нарочито које расту на серпентинским земљиштима, могу да акумулирају релативно велике количине Cr (преко $4000 \text{ mg Cr kg}^{-1}$) (Zayed and Terry, 2003). Показана је велика разлика у акумулацији Cr у стаблу и корену различитих биљака, као и да однос концентрације хрома стабло/корен варира од 0.005 до 0.027 (Fendorf et al., 2004). Хром се транспортује у биљкама у облику анјонских комплекса, што је показано проучавањем екстраката ткива биљака и ксилемских течности (Tiffin, 1977). Такође, у кореновима представника фамилије Brassicaceae је пронађена висока концентрација Cr у облику Cr^{3+} и CrO_4^{2-} .

Концентрација приступачног Cr веома ниска, што резултира његовим малим садржајем у биљкама. Reeves и Baker (2000), наводе да су нормалне вредности Cr у биљкама $2\text{-}5 \text{ mgkg}^{-1}$, док други аутори сматрају да су вредности Cr у границама $0.006\text{-}18 \text{ mgkg}^{-1}$ (Zayed and Terry, 2003; Živković et al., 2011). Према неким ауторима биљке га просечно садрже $0.2\text{-}4 \text{ mgkg}^{-1}$, док су код биљака које расту на серпентину утврђени садржаји и до $100 \text{ mg Cr kg}^{-1}$ (Kabata-Pendias, 2011). Садржај Cr од $1\text{-}2 \text{ mgkg}^{-1}$ инхобира раст осетљивих биљака, док се токсични ниво Cr процењује на $1\text{-}10 \text{ mgkg}^{-1}$ (Kloke et al., 1984; Masnicol and Beckett, 1985). Према Кастори (1993), просечан садржај Cr у биљкама је износио $0.01\text{-}0.5 \text{ mgkg}^{-1}$, док је токсична вредност Cr процењена на $5\text{-}30 \text{ mgkg}^{-1}$ суве материје.

Резултати ове студије показују да је садржај Cr у биљкама био од 0.113 mgkg^{-1} у врсти *Helleborus odorus* (Котража) до $315.205 \text{ mgkg}^{-1}$ у врсти *Sanguisorba minor* (Котража). Просечна вредност садржаја Cr у биљкама била је $26,856 \text{ mgkg}^{-1}$, и била је мања од његовог садржаја у земљишту. Такође, просечан садржај Cr у биљкама одражавао је његов садржај у земљишту на одговарајућој подлози и опадао је од серпентинске, преко кречњачке и андезитне до песка као геолошке подлоге, што указује да геолошка подлога има важну улогу у усвајању овог метала.

Добијени резултати ове студије везани за садржај Cr у биљкама показују да су наведене биљке акумулирале Cr испод и/или изнад горе поменутих литературних референтних вредности. Треба истаћи да иако су горе поменуте биљне врсте узорковане са истог локалитета врста *Sanguisorba minor* је садржала око 2800 пута више Cr од врсте *Helleborus odorus*, што се може приписати различитој способности ових двеју врста да усвајају и акумулирају Cr . Такође, је врста *Sanguisorba minor* узоркована на серпентинском земљишту акумулирала Cr изнад референтне вредности за биљке које расту на серпентину. Ове чињенице се могу објаснити са више аспеката. Хром је

полутант са великим тоталним садржајем у земљишту, али само око 0.008% биљке могу да усвоје, обзиром да се готово целокупан садржај хрома налази у земљишту у резистентној (мало доступној) фази (Zayed и Terry, 2003). Показано је да биодоступност неког елемента зависи и од минералног састава самог земљишта. Велики садржај Cr у серпентинским земљиштима је често у форми хромита, специфичног непроменљивог минерала, и самим тим недоступног за биљке. Такође, Cr је неесенцијалан елемент за биљке, биљке не поседују специфичан механизам којим га усвајају, тако да могући начин његове апсорпције укључује транспортере везане за усвајање неког од есенцијалних елемената за биљке.

Садржај хрома у биљкама је у директној вези са количином Cr раствореног у земљишту. Већина земљишта садржи значајну количину Cr, али његова доступност биљкама је лимитирана, што зависи од типа земљишта и биљних фактора. Неке биљке, углавном са подручја на којим су серпентини и наслаге Cr, могу да га акумулирају 0.3-3.4% (Petrunina, 1974). Неки аутори су показали стимулативни ефекат Cr на биљке, док су други потврдили његову фитотоксичност, нарочито на загађеним или земљиштима насталим на ултрабазичним стенама (Kabata-Pendias, 2011). Сувишак Cr у биљкама узрокује поремећај метаболизма P, што онемогућава формирање протеина. Повећан ниво Cr⁶⁺ у хранљивом раствору узрокује смањење асимилације и других параметара укључених у фотосистеме биљака, а такође је смањено усвајања S под условима стреса узрокованим Cr. Повећане концентрације Cr у хранљивом субстрату узрокује смањење концентрације готово свих главних нутријената (пре свега K, P, Fe, Mg) у корену. Показана је антагонистичка интеракција између Cr и Mn, Cu и B у земљишном медијуму и у биљним ткивима. У неким случајевима је утврђена синергистичка интеракција између Cr и неких елемената (Ca, Mg, Fe, Mn, Cu) (Verany et al., 2007; Dong et al., 2007). Токсични ефекат Cr зависи од његовог оксидационог стања, али је повезан и са лако доступним формама хромата. Симптоми токсичности хрома се појављују у виду већења врхова и повреда корена, такође и као хлорозе младих листова и појава браон-црвених листова.

Резултати овог истраживања су показали да је садржај Ca на свим проучаваним подлогама, садржај Zn на серпентинској, андезитној и песку као геолошкој подлози, као и садржаји Ni и Cu на андезиту били већи од садржаја ових метала у земљишту на одговарајућим подлогама, што указује на могућност да је усвајање и акумулација ових метала пре свега условљена биљним карактеристикама. Добијени резултати указују и да је средња вредност концентрације Mn, Ni и Cr у проучаваним биљкама већа од токсичне вредности ових метала у биљним ткивима. Такође, средње вредности концентрације Ni и Cr у проучаваним биљкама на серпентинској и кречњачкој подлози биле су веће од токсичне вредности ових метала у биљним ткивима. Средња вредност концентрација Mn, Ni, Cd, Co и Cr у проучаваним биљкама показала је већу вредност од референтне просечне концентрације ових метала у биљкама, а средња вредност концентрација Ni и Cr у проучаваним биљкама била је већа од критичних концентрација ових метала у биљним ткивима. Такође, на серпентинској и песку као геолошкој подлози бољу акумулацију испитиваних метала показале су оне врсте које су еколошки прилагођене том типу подлоге (серпентинофите и псамофите), као да без обзира на тип геолошке подлоге одређене биљне врсте су добро акумулирале Cu и Zn.

На основу резултата који показују да је се поредак концентрације метала у земљишту и њиховог садржаја у биљкама на одговарајућим подлогама подударно, можемо указати на могућност да на усвајање и акумулацију Ca, Mg, Mn, Ni, Co и Cr на земљишту насталом на кречњаку; Mg, Ni, Cd, Co и Cr на серпентинским земљиштима; Fe, Co и Cr на земљишту насталом на андезиту, као и Ca, Co и Cr на земљишту насталом на песку пре свега утиче природа геолошке подлоге.

Генерално говорећи о биљкама, земљишту, елементима у земљишту и биљкама и њиховом усвајању можемо рећи да је главни пут усвајања елемената од стране биљака апсорпција путем корена. Количина соли коју биљка садржи зависи од капацитета корена да расте, и од способности да те соли апсорбује. Корен показује велику активност у мобилизацији елемената који су везани за различите конституенте земљишта. Познато је да корен и њему придружени микроорганизми продукују различита органска једињења која су врло ефикасна у ослобађању елемената из њихових чврсто везаних облика у земљишту. Неки елементи који су адсорбовани за минерале глине су лако доступни биљкама, док су они који су везани за оксиде и од стране микроорганизма знатно слабије доступни (Kabata-Pendias, 2011).

Усвајање елемената од стране биљака зависи од бројних фактора као што су: покретање елемената из земљишта до коренова биљака; њихов улазак кроз мембране ћелија корена; транспорт елемента од епидермалних ћелија корена до ксилема, што представља услов њиховог транспорта од корена ка стаблу; као и њихова могућа мобилизација путем флоема од листова до ткива где се елементи скалдиште (семена, кртола, плодова). Ово усвајање елемената зависи и од специфичне способности сваке биљне врсте, особине елемента, климе (више температуре условљавају боље усвајање), земљишних фактора од којих пресудан утицај имају рН, водни режим, садржај глине, баланс нутријената, као и концентрација других елемената у земљишту као и у биљкама.

Усвајање елемента путем корена може бити пасивно (неметаболичко) и активно (метаболичко), али постоје бројна неслагања око тога на који начин се усвајају одређени елементи. У сваком случају мера усвајања елемената је у позитивној корелацији са њиховим доступним количинама око површине корена. Главни механизам кореновог усвајања је улазак и транспорт елемента кроз ћелијски зид, и даље у интерцелуларни простор коре корена. Пасивно усвајање је заправо дифузија јона из спољашњег раствора у ендодермис корена, док активно усвајање захтева метаболичку енергију, и одвија се насупрот хемијском градијенту. Показано је да бројни метаболички процеси који се одвијају у оквиру корена, али и јонска активност у раствору представљају значајне факторе који контролишу усвајања јона и елемената (Moore, 1972; Loneragan, 1975).

Механизми усвајања елемента путем корена укључују неколико процеса: размену катјона путем корена; транспорт унутар ћелија путем хелатног агенса или других носача и ефекте ризосфере. Елементи се апсорбују на различите начине, што зависи од биљне врсте и врсте елемента. Механизми усвајања су различити, и пре свега зависе од датог елемента, тако да се Pb и Ni боље усвајају пасивним, док Cu, Mo и Zn боље активним путем. Такође, специфичне физичке и хемијске особине ризосфере (често контролисане ескудатима корена), и микрофлора утичу на процес апсорпције хемијских елемената. Коренови ескудати, састављени углавном од органских једињења (амино киселина, карбоксилата и др.), контролишу стварање катјонских и окси-анјонских комплекса, и стога има улогу у бројним процесима који се појављују у ризосфери (варирању рН, мобилности макро- и микро-нутријената и формирању стабилних комплекса) (Hinsinger et al, 2006). Све ово указује да корен, поред тога што подстиче, може бити и баријера у усвајању или транспорту елемената.

Усвајање елемената путем корена и њихова доступност биљкама повезана је са концентрацијом различитих врста катјона у раствору, стога је садржај метала у земљишту од пресудног значаја. Међутим, потребно је више информација о вишеструкој јонској активности, о антагонистичкој и синергистичкој вези елемената у земљишту и биљкама, као и о доступности органских комплекса у земљишном раствору (Adriano et al., 2004). Биодоступност елемента је дефинисана као фракција тоталног садржаја елемента која

може да узајамно делује са биолошком објектом, и условљена је променама у земљишту и стањем биљака (Vangronsveld and Cunningham, 1998; Ruttens et al., 2006). Резултати ове студије су показали да су исте биљне врсте узорковане на земљиштима различитих геолошких подлога садржале различите количине истих метала. Такође, специфичне особине сваке биљне врсте су врло значајне у одређивању биодоступности елемената, што су показали и добијени резултати, обзиром да су поједине врсте биљака на земљиштима насталим на различитим геолошким подлогама садржала приближне концентрације појединих метала. Дистрибуциони и акумулациони путеви елемената значајно варирају за сваки елемент, врсту биљке и сезону раста.

Мада је главни начин којим копнене биљке прибављају соли путем корена, оне су задржале способност да примају елементе и преко листова (гасове SO_2 и SO_3 , тешке метале попут Pb). Усвајање путем листа контролисана је од стране неколико фактора, од којих су главни, особине површине листова и таложење елемената на листовима. Елементи апсорбовани путем листова се делимично транслоцирају до корена и/или бивају испрани са листова нарочито киселим кишима.

Усвајање елемената путем листова одвија у две фазе: њихово неметаболичко продирање кроз кутикулу (главни пут уласка), и метаболички механизам који подразумева акумулацију насупрот градијенту концентрације. Други процес је одговоран за јонски транспорт кроз плазма мембрану и даље у протопласт ћелије. Елементи који су усвојени путем листова могу бити премештени до других биљних ткива, укључујући коренове, где може бити депонован сувишак неких метала. Мера и обим транслокације елемената између ткива зависи од биљног органа, његове старости и врсте елемента. Тако је показано да се Cd, Zn и Pb апсорбовани путем листова, тешко транслоцирају у корен, док је Cu врло мобилан.

Јонски транспорт у оквиру биљних органа и ткива укључује бројне процесе: кретање јона у ксилему и флоему; складиштење, акумулацију и њихову имобилизацију. Катјонски лиганди су најважнији у контроли катјонске транслокације у биљкама. Међутим, бројни други фактори као што су рН, стање оксидо-редукције, компетиција између катјона, хидролиза, полимеризација, и формирање нерастворних соли (фосфата, оксалата и др.) доводе до мобилности катјона у оквиру биљних ткива. Комплексација катјона са органским киселинама (лимунском, аминокиселинама) одржава њихову имобилизацију у ксилему, и омогућава њихов трансфер у стабло. Имобилизација метала у корену условљена је различитим процесима, тако да има одлучујући утицај на њихову транслокацију у надземне делове биљке.

Транспорт елемента у вишим биљкама зависи и од васкуларних ткива, пре свега ксилема и флоема, и делимично је повезан са интезитетом транспирације. Хемијска форма елемената у ксилемским ескудатима разликују се за сваки елемент. Према неким студијама Zn је углавном сав везан за органска једињења, док је Mn само делимично у оквиру комплекса (Van Goor and Wiersma, 1976). Szpunar и други аутори (2003), су утврдили да метали имају одређени афинитет за стварање комплекса у биолошким системима: Ag, Cd, Cu, Hg, Zn - путем протеина (посредством S); Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Zn - помоћу протеина (посредством O); Cr, Ni, Pt, Ru - помоћу нуклеинских киселина; Ba, Cd, La, Pb, Sr - путем полисахарида; Co, Fe, Ni, V - са терапиролним лигандима; и Al, Fe, Ni - путем малих органских лиганата. Такође, транспорт елемената између биљних органа зависи и од електрохемијске променљивости елемената. Уопштено, лаки транспорт од корена ка надземним деловима имају Ag, B, Li, Mo и Se; слабије су покретни су Mn, Ni, Cd и Zn; а Co, Cu, Cr, Pb, Hg и Fe су јако везани за ћелије корена. Према неким ауторима елементи који се лако транспортују из једног органа у други (N, P, S, K, Mg, Cl) налазе се у младим листовима у већој концентрацији. Мање покретни елементи (Cu, Mn, Zn, Mo) или сасвим непокретни у флоему и симпласту (Ca, Fe, B) задржавају се у органу у који су доспели са ксилемским соком из

корена и касније не учествују у даљој прерасподели (Кастори, 1993). Такође, у оквиру ћелија ксилема и флоема постоје велика разноврсност лиганда који могу да складиште метале. Метали у зависности од њихових физичких и хемијских карактеристика, могу да формирају са лигандима у биљкама, или форме које се лакше транспортују или пак форме које су јако везане, као и комплексе. Метални комплекси и лиганди имају велики метаболички значај зато што контролишу транспорт нутријената у оквиру биљних органа, и такође штите биљке од високих концентрација метала. Јони метала формирају комплексе са малим и макромолекулским супстанцама, углавном органске природе, који егзистирају у ксилему и флоему биљака. Органске киселине (карбоксилна, аминок), протеини, полисахариди, лигнини, пектини, ДНК, металотионеини, фитоферитини су хелатни агенси који учествују у формирају поменутих комплекса. Фитохелатини (олигомери глутатиона) су полипептиди који садрже репетитивне секвенце глутамил-цистеинила везаних за цистеин $((\gamma\text{-глутамил-цистеинил})_n\text{-глицин}, n=2-7)$, понашају се као хелатори и имају значајну улогу у транспорту и имобилизацији елемената. Количина фитохелатина расте када ћелије потребују лиганде за опстанак у средини са високом концентрацијом метала. Организми који имају способност толеранције према тешким металима развили су различите биохемијске механизме. Толерантни организми садрже и металотионеине, протеине мале молекулске тежине у чијем саству се налази око 30% цистеина. Цистеински остаци помоћу својих SH група везују јоне метала и граде комплексе чиме их искључују из физиолошких процеса) (Babula et al., 2008).

Баланс хемијских елемената у живим организмима је основни услов за њихов уравнотежен раст и развој. Интеракција између елемената има велики значај за њихов недостатак или токсичност у физиологији биљака. Интеракција између елемената у биљама је комплексан процес може имати и антагонистичку и синергистичку природу (често укључује метаболизам више од два елемента), а дисбаланс елемената у различитим реакцијама може да узрокује хемијски стрес у биљкама. Антагонизам се појављује када је комбиновани физиолошки ефекат два или више елемента мањи него збир њихових појединачних ефеката; док синергизам подразумева да је комбиновани физиолошки ефекат већи. Интеракције између елемената могу се одвијати на местима сорпције на земљишним партикулама, на површни ћелијских мембрана корена, у кореновим ескудатима, у ћелијама биљака, у оквиру површина њихових мембрана, али и у ризосфери, тако да карактеристике земљишта и одлике биљака имају велики утицај на баланс елемената.

Синергистичке реакције нису уобичајене. Синергистичке реакције у којима учествују Cd, Pb, Fe и Ni, резултирају у деструкцији физиолошких баријера под условом стреса насталог као последица високих концентрација неких елемената. Неке реакције између елемената су непредвидљиве, тако на пример додавање Ni (било органске или неорганске форме) мења усвајање Cu, Zn и Mn, док додавање Pb повећава усвајање Cu и Zn (Nogales, 1997).

Антагонистичке реакције су уобичајеније, а велики број антагонистичких реакција је забележен за Fe, Mn, Cu и Zn и неколико других елемента укључујући As, Cr, Fe, Mo, Ni, Pb, Rb и Se. Недостатак есенцијалних елемената може утицати на усвајање других микронутријената (примери су Mn и Cu; као и Fe и Cu, Zn, Mn) (Rengel, 1998). Неки аутори су показали да су односи Cd/Zn, Cd/Cu и Cu/Zn, врло комплексни и ако само један елемент у бинарном односу порасте до токсичне вредности, заједнички ефект је или синергистички или је благо увећан (Sharma et al., 1999). Такође, Zn има важну улогу у контроли усвајања Cd у земљиштима која су загађена овим металом у условима када је однос Zn:Cd већи од 100 (Kabata-Pendias and Terelak, 2004).

Калцијум, P и Mn су главни антагонистички елементи који онемогућавају апсорпцију и метаболизам многих елемената. Антагонистички пар елемената може имати и синергистички ефект у зависности од специфичне реакције биљне врсте или генотипа. Антагонистички ефекти се појављују у два вида, макронутријенти могу да

инхибирају апсорпцију других елемената, такође они могу да онемогуће апсорпцију и макронутријената. Најзначајнији антагонистички ефекти посебно у практичној примени имају Са и Р на елементе Cd, Pb, Ni и Be, а често изазивају и здравствене проблеме. Калцијум и Р имају велику улогу у одржавању интегритета ћелијских мембрана, и стога сваки дисбаланс ових нутријената може да утиче на интеракцијске процесе или у растворима нутријената у спољашњој средини или на површини мембрана ћелија корена. Такође, недостатак неких есенцијалних елемената може да олакша усвајање других макронутријената (на пример за Mn и Cu; и Fe и Cu, Zn, Mn).

Реакција биљака на хемијски стрес који узрокује дисбаланс елемената (било недостатак или сувишак елемента), не може се јасно дефинисати зато што биљке развијају током њихове еволуције, онтогенетског и филогенетског живота неколико биохемијских механизма. Ти механизми резултирају у адаптацији и толеранцији биљака на потпуно нову или животну средину у којој постоји хемијски дисбаланс. Иако биљке показују разнолику тенденцију у усвајању елемената, можемо разликовати три генералне карактеристике њиховог усвајања: акумулацију, индикацију и њихово искључивање. Мера и обим ових процеса зависи од специфичне способности биљака, тако да постоји огромна разлика у усвајању елемената између биљних врста и генотипова. Ову тезу поткрепљују и резултати ове студије који указују да поједине биљне врсте, као и врсте истог рода на истим локалитетима акумулирају одређене елементе у различитим концентрацијама, као и да су се поједине врсте адаптирале на специфичне услове средине и могу послужити у индикацији њеног стања. Такође, исте врсте биљака узорковане на различитим локалитетима показале су способност усвајања и акумулације одређених елемената, што указује да геолошка подлога утиче на њихово усвајање и акумулацију. Механизми биљне адаптације на сувишак елемената у земљишту могу бити повезани са следећим процесима: стварање јонских комплекса и хелатних јона ван биљних ћелија (углавном у корену); везивање јона за ћелијски зид; селективно усвајање јона; имобилизација у различитим органима у облику немобилних једињења (укључујући минерале); реструктурирање плазма мембране и неконтролисано продирање јона у ћелију; отпуштање јона и њихово испирање са лишћа; екстракција кроз лишће у форми соли; волатилизација токсичних једињења; ефлукс сувишка елемената кроз корен и враћање елемената у форми опалог лишћа (Kabata-Pendias, 2011).

Недостатак и токсичност елемената за биљке је углавном резултат комплекса фактора који се мењају са специфичним условима средине. Појава дефицијенције макронутријената је углавном повезана са екстремно киселим земљиштима (лака песковита) или алкалним земљиштима (кречњачка), са неадекватним водним режимом, са сувишком P, N и Ca, као и присуством оксида Fe и Mn. Најубичајнији симптоми дефицијенције макронутријената у осетљивим биљкама су: хлороза и некроза углавном младог лишћа; већење; меланизм (браон, љубичасти, црвени); застој у расту и деформација листова.

На поремећај метаболичког поредка у биљкама утичу не само присуство одређених елемената, већ и њихов сувишак. Генерално, биљке су отпорније на повећане концентрације, него на смањени садржај одређеног елемента.

Према истраживањима неких истраживача најзначајнији токсични ефекти повећане концентрације метала се огледају у следећем: промени у пропустљивости ћелијских мембрана (Ag, Au, Br, Cd, Cu, F, Hg, I, Pb и U); реакција тиолских група са катјонима (Ag, Hg и Pb); конкуренција за место са есенцијалним метаболитима (As, Sb, Se, Te, W и F); афинитет тешких метала ка реакцији са фосфатима (Cs, Li, Rb, Se, Sr и Y); афинитет за реакцију са фосфатним групама и активним местима ADT или ATP (Al, Be, Sc, Y, Zr); замена места са есенцијалним јонима (Cs, Li, Rb, Se и Sr) и заузимање места у есенцијалним групама једињења (попут фосфата и нитрата, арсенита, флуорита, борита, бромита, селенита и др.) (As, B, Br, F, Se, Te и W) и оштећењу фотосинтетског

апарата (Peterson, 1971; Foy et al, 1978; Bowen, 1979; Prasad and Hagemeyer, 1999; Prasad and Strzalka, 1999). Такође, су показане специфичне биљне (изо)ензимске реакције за одређене елементе, тако да се метална токсичност рефлектује у повећању капацитета реакција различитих ензима (пероксидазе, дехидрогеназе). Remon и други аутори (2007) су указали да је метална толеранција повезана са могућношћу имобилизације јона у корену и побољшањем њиховог транспорта до листова.

Биљна толеранција се односи како на присуство популација у областима са високом металном контаминацијом, тако и на присуство појединачних биљака или врста које подносе виши ниво токсичности него друге врсте. Развијена толеранција биљака на метале је фенотипски и генотипски стечена. Бројне врсте виших биљака су показале толеранцију према металима и углавном припадају следећим фамилијама: Caryophyllaceae, Brassicaceae, Poaceae, Fabaceae и Chenopodiaceae.

На основу бројне литературе Gonzales-Mendoza и Zapata-Perez (2008) су утврдили да ћелијски механизми укључени у толеранцију потенцијално токсичних елемената подразумевају следеће механизме: асоцијацију са гљивама; њихово складиштење у ћелијски зид; таложeње путем екстрацелуларних ескудата; редуцију усвајања на плазма мембранама; хелацију помоћу различитих пептида и депоновање метала у вакуолама. Неки аутори (Antonovics et al., 1971; Bradshaw, 1975; Foy et al, 1978; Cox and Hutchinson, 1981; Kabata-Pendias, 2011) у потенцијалне механизме биљне металне толеранције укључују спољашње факторе као што су растворљивост и мобилност катјона у ризосфери, као и ефекте антагонизма између јона метала. Толеранција биљака на присуство елемената је пре свега у вези са унутрашњим факторима. Механизми толеранције укључују и неколико метаболичких процеса: селективно усвајање јона; смањивање пермеабилности ћелијског зида или друге разлике у структури и функцији мембрана; јонску имобилизацију у различитим органима; адаптацију на токсичну металну замену метала који имају физиолошку улогу у ензиму; ослобађање јона из биљке путем испирања из листова, гутацијом, опадањем лишћа, и екскрецијом кроз корен; ослобађање лако испарљивих органских металних једињења углавном као метилисани метали који су врло токсични за већину организама (на пример Hg, Pb, Sn) и екскрецију из листова у форми соли. Јонска имобилизација у различитим органима подразумева: синтезу једињења која могу да имобилишу јоне укључујући формирање минерала; фиксацију путем промењених лиганата и алтернирање метаболичких образаца (инхибирање ензимских система, смањење продукције антагонистичких метаболита, редуција метаболичких путева који омогућавају пролазак на инхибиторно место, увећање потреба за продукцијом који инхибирају синтезу). Селективно усвајање јона је повезано са капацитетом биљака за активну селективну сорпцију и дискриминацију биодоступних јона или једињења у земљишту. Такође је показан селективни транспорт јона који су усвојени путем корена у надземне делове биљке, што зависи од имобилизационих механизма. Механизми селективне сорпције и транспорта јона могу бити онемогућени уколико је концентрација елемента испод критичне концентрације, тако да пасиван флуks јона у оквиру биљног организма преузима главну улогу.

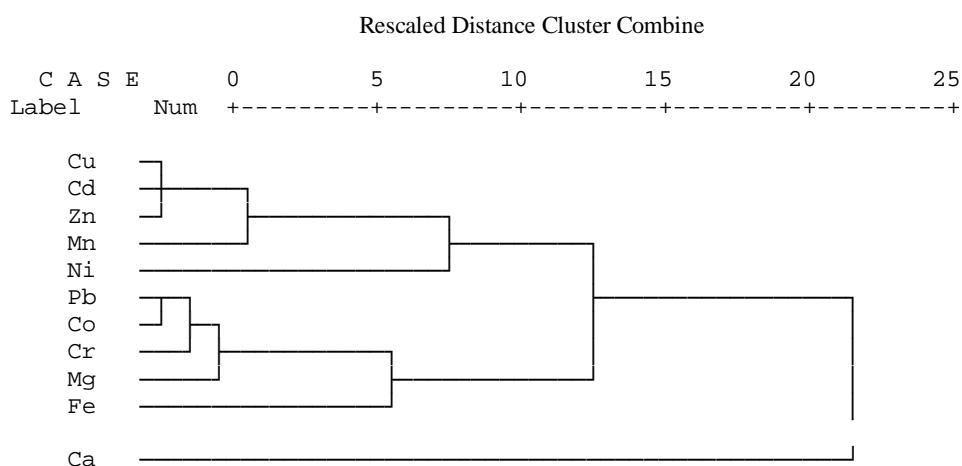
Смањена пропустљивост ћелијског зида је блиско повезана са имобилизацијом елемената. Овакав механизам толеранције биљака је показан за неке метале (Al, Cd, Zn, Mn, Pb) (Foy, 1983; Tyler et al., 1989) и заснива се на њиховом складиштењу у ћелијски зид што узрокује његову непропустљивост. Неколико једињења као што су тионини, сулфиди, пектинске супстанце, органске киселине су укључена у стварању комплекса метала. Биљке враћају токсичне елементе из биљног метаболизма путем синтезе једињења која имају улогу у имобилизацији и/или њиховом фиксирању за лиганде омогућавајући њихово везивања, тако да се овакве новонастале фиксиране или нерастворне форме складиште у различитим органима и органелама. У кореновима се

претежно складишти сувишак елемената, али је такође показано да листови и семена могу да акумулирају неке форме различитих елемената (Tyler et al., 1989). Кључна реакција у редукцији токсичности на сувишак елемената је највероватније њихова имобилизација путем лиганата у ћелијском зиду. Ови механизми су генерално повезани са ескудатима кореновог система (углавном корен тип, меристем) који садрже полигалактуронску киселину која има улогу у фиксирању метала у спољашњој средини или у оквиру ћелија корена, као и стварањем фитохелата (различитих деривата глутатиона) који фиксирају метале и/или их премештају у вакуоле или ћелијске мембране (Wierzbicka, 1995; Prasad, 1997; Wozny, 1998; Hall, 2002). Међутим токсичност се може смањити и другим реакцијама и механизмима. Kovalevsky (1979 a, b), је известио да се у старим надземним деловима биљака може разликовати неколико минералних форми елемента попут: FeAsS-арсенопирит, ZnS-сфалерит, PbS-гален, MoS-молибденит, HgS, и минерала неких други елемената у формама карбоната, сулфата, флуорита и др. Овај аутор је показао да више од 30 елемената може бити привремено искључено из физиолошких процеса и складиштено у облику неактивних минерала у биљним ткивима.

Присуство сувишка елемената есенцијалних или неесенцијалних има негативан ефекат на метаболичке процесе у биљкама. Биљке развијају различите механизме да се заштите од високих концентрација елемената. У неким случајевима токсични ефекти су специфични за сваки појединачни елемент и биљну врсту.

Резултати Кластер анализе ако се посматрају истраживани метали у свим поучаваним биљкама показују да постоје две групе на првом нивоу сличности. Биљке са великом сличности акумулирају бакар, кадмијум и цинк, а затим олово и кобалт без обзира на тип геолошке подлоге (График 26.). Биљке у наредним нивоима сличности показују сличност у акумулацији хрома, магнезијума и гвожђа са кобалтом и хромом, а мангана и никла са бакром, кадмијумом и цинком. Садржај калцијума у биљкама показује најмању сличност у односу на садржаје осталих метала у њима.

HIERARCHICAL CLUSTER ANALYSIS
Dendrogram using Ward Method



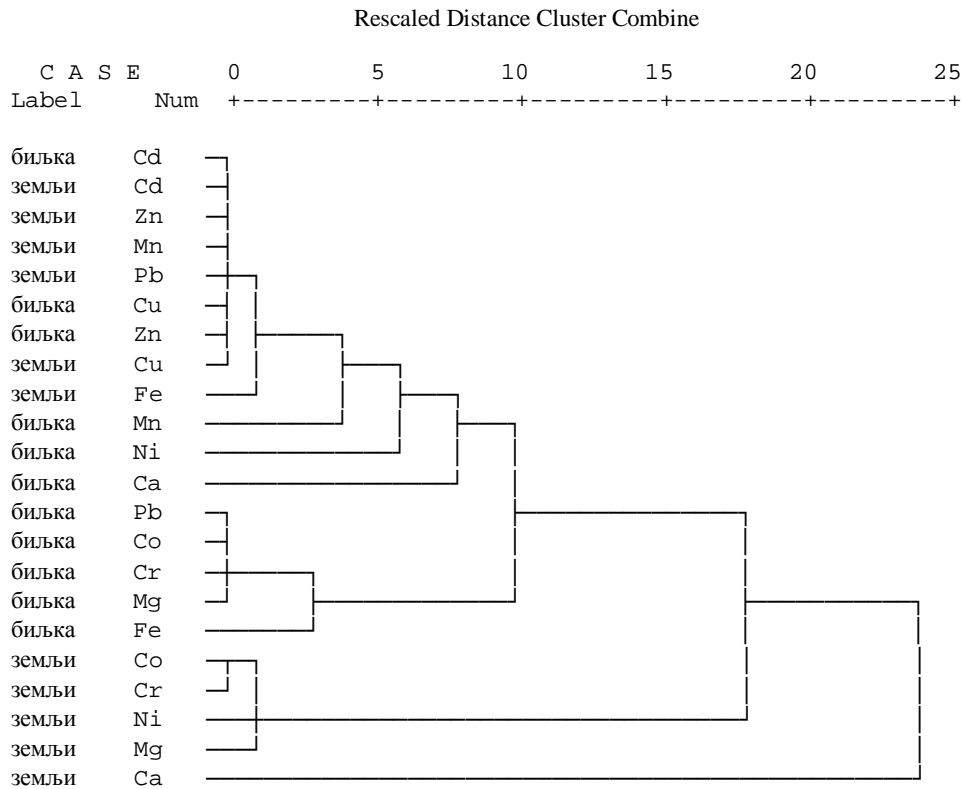
Садржај истраживаних метала (Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn, Ni, Pb, Cd, Co, Cr) у биљкама

График 26. Кластер анализа испитиваних метала у биљкама

Резултати Кластер анализе ако се посматрају истраживани метали у свим поучаваним биљкама и земљишту показују да постоје три групе по првом нивоу сличности у садржају кадмијума, цинка и бакра у биљкама и земљишту и мангана и олова у земљишту (График 27). Следећу групу чине олово, кобалт, хром и магнезијум у биљкама. Трећа група се односи на кобалат и хром у земљишту. На следећим нивоима

сличности првој групи се по садржају метала у биљкама и земљишту придружују гвожђе (земљиште) и манган, никл и калцијум (биљке). Другој групи се придружује гвожђе у биљкама, а трећој никл и магнезијум у земљишту. Садржај калцијума у земљишту показује најмању сличност у односу на садржаје осталих метала у биљкама.

HIERARCHICAL CLUSTER ANALYSIS
Dendrogram using Ward Method



Садржај истраживаних метала (Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn, Ni, Pb, Cd, Co, Cr) у земљишту и биљкама

График 27. Кластер анализа испитиваних метала у земљишту и биљкама

Садржај испитиваних елемената у свим врстама је различит, што је свакако условљено њиховим идиоколошким карактеристикама. Упоређивањем резултата добијених у оквиру овог истраживања показано је да су неке биљне врсте на проучаваним локалитетима показале већу или мању акумулацију више истраживаних елемената. Врста *Sedum acre* је на три серпентинска локалитета (село Каменица, Брђанска клисура, Ковионица) показала највећи садржај Mg и Fe, а на два локалитета са серпентинском геолошком подлогом највећи садржај Co (село Каменица, Ковионица) и Cr (село Каменица, Брђанска клисура). Код врсте *Alyssum murale* на два серпентинска локалитета (село Каменица, Брђанска клисура) утврђен је највећи садржај Zn и Ni. Врста *Sanguisorba minor* је на једном серпентинском и једном локалитету са андезитном геолошком подлогом (Котража, Голо брдо) показала највећи садржај Mg и Cr, а врста *Potentilla cinerea* на једном локалитету са андезитном и једном са песком као геолошком подлогом (Голо брдо, Дубовац) усвојила највише Pb и Co. Врста *Teucrium montanum* је на серпентинском локалитету (Брђанска клисура), а врста *Teucrium chamaedrys* на кречњачком локалитету (Вучјак), показале највећи садржај Fe, Cd, Co, Cr. Врста *Artemisia absinthium* је на серпентинском локалитету (Котража), а врста *Artemisia campestris* на локалитету са песком као геолошком подлогом (Дубовац) усвојиле највише Cu.

Врста *Stachys recta* је на два серпентинска локалитета (село Каменица, Каменењар) акумулирала најмањи садржај Mn, а врста *Stachys scardica* на истим локалитетима

најмањи садржај Pb и Cd. Врста *Alyssum murale* је на серпентинском локалитету (Котража), а врста *Alyssum alyssoides* на кречњачком локалитету (Вучјак) усвојиле најмање Cu и Zn. Врста *Chrysopogon gryllus* је на три различита локалитета (Котража, Голо брдо, Дубовац) показала најмањи садржај Ca и Mg, на два локалитета (Голо брдо, Дубовац) најмање Fe и Co, најмање Ni на локалитетима Котража и Голо брдо, а најмање Cd на локалитету Котража и Дубовац. Врста *Stipa pennata* је на два серпентинска локалитета (Камењар, Брђанска клисура) усвојила најмање Ca и Mg. Врста *Cotinus coggygria* је на једном серпентинском локалитету (село Каменица), и једном локалитету са песком као геолошком подлогом (Дубовац) садржала најмање Ni. Врста *Helleborus odorus* је на три различита локалитета (Котража, Ковионица, Вучјак) акумулирала најмање Fe, Co и Cr, а на два локалитета (Котража, Вучјак) најмање Mn.

Хемијска анализа и утврђивање хемијског статуса биљака једана је од метода којом се анализирају хемијска својства и промене у биосфери. Одговор биљака на хемијски састав околине, и присуство елемента у земљишту зависи од бројних фактора, и контролисан је помоћу неколико спољашњих и биохемијских фактора.

Употреба хемијског статуса биљака за геохемијско предвиђање је врло стара пракса у истраживању руда метала. Способност биљака да усвајају хемијске елементе из земљишта је процењивана на основу биолошког апсорпционог коефицијента, индекса биоакумулације или трансфер фактора. Међутим, генерални тренд предвиђања хемијског статуса и промена у биосфери можемо најбоље изразити помоћу биолошког апсорпционог коефицијента. **Биолошки апсорпциони коефицијент** (биоконцентрациони фактор) метала се користи да би се одредила количина метала усвојена од стране биљака из земљишта, и представља однос концентрације једног метала у биљкама (цела биљка/орган) и његове концентрације у земљишту. Он је широко коришћен и за поређење различитих биљних врста и њихових генотипова (McGrath and Zhao, 2003; Ahmad et al., 2011; Nouri et al., 2011). Генерализоване вредности овог фактора за неке елементе су следеће: 10 - Cd; 1 - B, Br, Cs, Rb; 10^{-1} - Zn, Co, Pb, Cu, Ag, Ge, Hg, Mo, Sr, Te; 10^{-2} - Mn, Ni, Be, As, Li, F, I, Sb; 10^{-3} - Fe, Ba, Bi, Ga, Se, V, Ti, Zr (Kabata-Pendias, 2011). Велика вредност биолошког апсорпционог коефицијента појединих биљака указује на могућност њихове примене у фитоекстракцији, а његова вредност већа од 2 сматра се значајно великом (Pandy and Tripathi, 2010).

Резултати ове дисертације указују на различите вредности биолошког апсорпционог коефицијента што је зависило од биљне врсте, истраживаног метала и локалитета са којег су биљке узорковане. На локалитетима село Каменица, Камењар, Брђанска клисура, Котража и Голо брдо код свих истраживаних врста биљака показано је да је однос концентрације Ca у биљкама у односу на земљиште већи од јединице (осим код *Chrysopogon gryllus* на локалитетима Село Каменица и Голо брдо). Биолошки апсорпциони коефицијент већи од јединице за Ca показан је код већине истраживаних врста биљака на локалитету Вучјак (осим код *Artemisia vulgaris*, *Helleborus odorus*, *Potentilla argentea*, *Silene vulgaris* и *Stachys recta*), као и код већине истраживаних врста биљака на локалитету Дубовац (осим код *Artemisia campestris*, *Chrysopogon gryllus*, *Cotinus coggygria* и *Stipa joannis*). Такође, на локалитету Ковионица код свих истраживаних врста биљака показано је да је биолошки апсорпциони коефицијент мањи од јединице за Ca.

Резултати нашег истраживања су показали да од 40 биљних врста које су биле укључене у истраживање, код 32 биљке (*Alyssum markgrafii*; *Alyssum murale*; *Artemisia absinthium*; *Artemisia alba*; *Artemisia campestris*; *Artemisia vulgaris*; *Chamaespartium sagittale*; *Cheilanthes maranthae*; *Chrysopogon gryllus*; *Cotinus coggygria*; *Dorycnium pentaphyllum* Scop. subsp. *herbaceum*; *Eryngium campestre*; *Eryngium serbicum*; *Euphorbia amygdaloides*; *Euphorbia cyparissias*; *Euphorbia glabriflora*; *Halacsya sendtneri*; *Helleborus odorus*; *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus*; *Lychnis viscaria*; *Melica ciliata*;

Potentilla cinerea; *Potentilla argentea*; *Rumex acetosella*; *Sanguisorba minor*; *Saponaria officinalis*; *Sedum acre*; *Silene sendtneri*; *Stachys recta*; *Stipa joannis*; *Teucrium chamaedrys* и *Teucrium montanum*) су утврђени биолошки апсорпциони коефицијент већи од јединице за 7 различитих елемената (Табела 61). Биолошки апсорпциони коефицијент већи од јединице за Cu показале су 22 биљне врсте; 21 врста за Zn; 7 за Ni; 5 за Mn; 2 за Cr и по једна за Pb и Mg. Код врсте *Chamaespartium sagittale* показани су биолошки апсорпциони коефицијенти већи од јединице за Zn, Cu, Ni и Mn; код врсте *Sanguisorba minor* за Cu, Ni, Cr и Mg; код врста *Eryngium campestre* и *Lychnis viscaria* за Zn, Cu и Mn; код врста *Potentilla cinerea*, *Rumex acetosella* и *Stachys recta* за Zn, Cu и Ni. Такође, биолошки апсорпциони коефицијенти већи од јединице за Zn и Ni утврђени су код врста *Alyssum markgrafii* и *Alyssum murale*. Литературни подаци говоре да постоје биљне врсте које имају способност коакумулације, односно истовремене акумулације више од једног елемента (углавном више метала) (Boyd, 2007). Reeves и Baker (2000), наводе да неке биљке могу истовремено акумулирати следеће парове метала: Co и Cu; Zn и Pb, као и Zn и Ni.

Врсте *Alyssum markgrafii* и *Alyssum murale* на основу биолошког апсорпционог коефицијента показале су добру биоакумулацију Zn и Ni. Резултати неких аутора говоре да поједине врсте на серпентинским земљиштима поред добре акумулације Ni, акумулирају значајно Zn и Co (Reeves et al., 1996). Добијени резултати су у сагласности са вредностима коефицијента корелације који показују статистички врло јаку или јаку позитивну корелацију у садржају ових метала код поменутих врста и земљишта на неколико серпентинских локалитета.

Врста *Artemisia absinthium* је на серпентинском локалитету (Котража), врста *Artemisia alba* на два серпентинска локалитета (село Каменица, Камењар), врста *Artemisia campestris* на локалитету са песком као геолошком подлогом (Дубовац), као и врста *Artemisia vulgaris* на кречњачком локалитету (Вучјак) показале су биолошки апсорпциони коефицијенти већи од јединице за Cu. Добијени резултати су потврда статистичке анализе која указује на статистички врло високо значајну разлику, као и врло јаку позитивну корелацију у садржају Cu између ових врста и земљишта локалитета са којих су узорковане. На основу добијених резултата неке врсте рода *Artemisia* се могу сврстати у добре биоиндикаторе присуства Cu у земљиштима различитих типова и акумулаторе овог метала. У прилог предходно реченом иду и истраживања Overesch и других (2007), који су показали да *Artemisia vulgaris* концентрише Cd, Cu и Hg.

Биолошки апсорпциони коефицијенти већи од јединице за Zn, Cu, Ni и Mn код врсте *Chamaespartium sagittale*, и за Cu код врсте *Dorycnium pentaphyllum* subsp. *herbaceum* су потврда статистичке анализе која указује на статистички врло високо значајну разлику, као и врло јаку позитивну корелацију поменутих метала између ових врста и земљишта локалитета са којих су узорковане.

Биолошки апсорпциони коефицијенти већи од јединице за Zn и Cu, показале су врсте *Chrysopogon gryllus* (на серпентинским локалитетима) и *Stipa joannis* (на локалитету са песком као геолошком подлогом), а врста *Melica ciliata* биолошки апсорпциони коефицијенти већи од јединице за Cu (серпентински локалитет). Поменуте врсте су показале врло јаку позитивну корелацију концентрације поменутих метала између биљака и земљишта локалитета са којих су узорковане (осим врсте *Stipa joannis* за Cu). Треба нагласити да су врсте *Chrysopogon gryllus* и *Stipa joannis* узорковане са земљишта насталих на различитим геолошким подлогама показале добру акумулацију Zn и Cu, тако да можемо указати за њихов потенцијал у биоиндикацији земљишта која садрже ове метале.

Код обе врсте рода *Eryngium* утврђен је биолошки апсорпциони коефицијент већи од један за Cu, мада су узоковане са серпентинског и земљишта са андезитном матичном

подлогом. Такође, код врсте *Eryngium campestre* узорковане са андезитног земљишта је показан биолошки апсорпциони коефицијент већи од један за Zn, Cu и Mn.

Представници рода *Euphorbia* су на земљиштима насталим на различитим матичним супстратима показале добру биоиндикацију Zn и Mn, на шта нам указују њихови биолошки апсорпциони коефицијенти. Такође, врста *Euphorbia cyparissias* је на локалитетима Котража и Голо брдо показала биолошки апсорпциони коефицијент већи од јединице за Zn и Cu.

Врсте *Helleborus odoratus* и *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus* су на серпентинским локалитетима показале добру акумулацију Cu. И код ових врста је показана врло високо значајна разлика, као и врло јака позитивна корелација у садржају Cu између ових врста и земљишта локалитета са којих су узорковане.

Биолошки апсорпциони коефицијент већи од јединице за Zn, Cu и Mn утврђен је код врсте *Lychnis viscaria* (Голо брдо), док је врста *Saponaria officinalis* показала добру акумулацију Cu, а врста *Silene sendtneri* акумулацију Zn на серпентинским локалитетима.

Биолошки апсорпциони коефицијент већи од јединице за Cu, Ni, Cr и Mg утврђен је код врсте *Sanguisorba minor* (Голо брдо). Такође, врсте *Potentilla cinerea* и *Sanguisorba minor* показују добру биоиндикацију Cu на земљиштима насталим на серпентинској и андезитној геолошкој подлози, а врсте *Potentilla cinerea* и *Potentilla argentea* добру акумулацију Zn.

Врста *Teucrium chamaedrys* је на земљиштима насталим на кречњачком, андезитном и песком као матичном супстрату показала биолошки апсорпциони коефицијент већи од јединице за Zn, док је код врсте *Teucrium montanum* само на једном серпентинском локалитету утврђена добра акумулација овог метала. Такође, врсте *Teucrium chamaedrys* (Голо брдо) и *Teucrium montanum* (Камењар) је показују биоиндикацију Cu.

Биолошки апсорпциони коефицијент већи од јединице за Zn, Cu и Ni утврђен је код врста *Rumex acetosella* и *Stachys recta* на локалитету Голо брдо. Добру биоакумулацију Zn и Cr на локалитету Дубовац показала је врста *Cotinus coggygria*. Код врста *Cheilanthes maranthae* и *Halacsya sendtneri* на локалитету Брђанска клисура показан је биолошки апсорпциони коефицијент већи од јединице за Zn, као и код врсте *Sedum acre* на два локалитета (село Каменица, Дубовац).

Биолошки апсорпциони коефицијент већи од два указује на значајну биљну акумулацију метала. Резултати овог истраживања су показали добру акумулацију Ca од стране већине биљака без обзира са које су геолошке подлоге биљке узорковане. Такође, биолошки апсорпциони коефицијент већи од два је утврђен код следећих биљака: *Alyssum murale* (Zn, Ni), *Alyssum markgrafii* (Ni), *Euphorbia glabriflora* (Mn), *Artemisia absinthium* (Cu, Zn), *Chrysopogon gryllus* (Zn), као и *Eryngium serbicum*, *Helleborus odoratus*, *Potentilla cinerea* и *Sanguisorba minor* за Cu, на серпентинском земљишту. Добру акумулацију су показале и врсте *Euphorbia amygdaloides* (Mn) на кречњачком земљишту, *Chamaespartium sagittale* (Cu, Zn, Ni), *Stachys recta* (Cu, Zn), *Chrysopogon gryllus*, *Eryngium campestre*, *Lychnis viscaria*, *Potentilla cinerea*, *Rumex acetosella*, *Sanguisorba minor* и *Teucrium chamaedrys* за Cu на земљишту насталом на андезиту.

Добијени резултати су поткрепљени и статистичком анализом која показује врло јаку позитивну корелацију у садржају метала у биљкама и њиховог садржаја у земљиштима локалитета са којих су биљке узорковане, и указују на способност појединих биљних врста да их усвајају и акумулирају у својум ткивима.

Толеранција виших биљака на велики садржај појединих елемената у земљишту није хомогено распоређена, и показује разлику како у оквиру различитих ниво таксона, тако и између континената на којима се они срећу. Макроеволуција виших биљака је отпочела пре 140 милиона година, али су само поједине таксономске група развиле способност толеранције на метале (Ernst, 2000). Представници редова Brassicales, Caryophyllales, Plumbaginales и Poales широм света су показали велику толеранцију

према Cd, Co, Cu, Ni и Zn, док су представници редова Asterales, Commelinales, Cyperales, Ericales, Fabales, Lamiales и Liliales толерантни на Co, Cu и Ni само на северној хемисфери (Ernst, 2006). Метална толеранција у оквиру фамилије није присутна код свих tribe, тако да на пример код tribe Alyseae већина врста родова *Alyssum* и *Bornmuellera* су толерантне на велики садржај Ni у земљишту (Reeves et al., 1983; Ernst, 2001). Микроеволуција на нивоу врсте доводи до селекције екотипова (који су толерантни на метале) који су пореклом из популација осетљивих на метале. Географска изолација и ограничени проток гена условљавају популације које су толерантне на присуство метала у подлози у таквом степену да се могу развити локални екотипови или чак ендемични таксони. Ендемите присутне на земљиштима богатим металима називамо металофите (Kruckeberg and Kruckeberg, 1989). На подручју Европе у деловима где је утицај глацијације био миноран, на земљиштима са великим садржајем Ni срећемо велики број ендемита (Vergnano, 1992), нарочито представника рода *Alyssum* (Reeves and Adiguzel, 2004), што су показала и истраживања ове студије.

Табела 61. Биљке са биолошким апсорпционим коефицијентом већим од јединице за одређене елементе на истраживаним локалитетима

Биљке/метали	Zn	Cu	Ni	Mn	Cr	Pb	Mg
<i>Alyssum markgrafii</i>	Zn ^{1,3*}	-	Ni ^{1,2,3}	-	-	Pb ¹	-
<i>Alyssum murale</i>	Zn ^{1,3,5}	-	Ni ^{1,3,5}	-	-	-	-
<i>Artemisia absinthium</i>	Zn ⁴	Cu ⁴	-	-	-	-	-
<i>Artemisia alba</i>	-	Cu ^{1,2}	-	-	-	-	-
<i>Artemisia campestris</i>	-	Cu ⁸	-	-	-	-	-
<i>Artemisia vulgaris</i>	-	Cu ⁶	-	-	-	-	-
<i>Chamaespartium sagittale</i>	Zn ^{1,7}	Cu ⁷	Ni ⁷	Mn ⁷	-	-	-
<i>Cheilanthes maranthae</i>	Zn ³	-	-	-	-	-	-
<i>Chrysopogon gryllus</i>	Zn ^{1,5,7}	Cu ^{5,7}	-	-	-	-	-
<i>Cotinus coggygia</i>	Zn ⁸	-	-	-	Cr ⁸	-	-
<i>Dorycnium pentaphyllum</i> subsp. <i>herbaceum</i>	-	Cu ²	-	-	-	-	-
<i>Eryngium campestre</i>	Zn ⁷	Cu ⁷	-	Mn ⁷	-	-	-
<i>Eryngium serbicum</i>	-	Cu ^{4,5}	-	-	-	-	-
<i>Euphorbia amygdaloides</i>	Zn ⁶	-	-	Mn ⁶	-	-	-
<i>Euphorbia cyparissias</i>	Zn ^{3,4,7,8}	Cu ^{4,7}	-	-	-	-	-
<i>Euphorbia glabriflora</i>	Zn ^{1,2}	-	-	Mn ¹	-	-	-
<i>Halacsya sendtneri</i>	Zn ³	-	-	-	-	-	-
<i>Helleborus odorus</i>	-	Cu ⁴	-	-	-	-	-

<i>Helleborus multifidus</i> subsp. <i>serbicus</i>	-	Cu ^{1,5}	-	-	-	-	-
<i>Lychnis viscaria</i>	Zn ⁷	Cu ⁷	-	Mn ⁷	-	-	-
<i>Melica ciliata</i>	-	Cu ⁵	-	-	-	-	-
<i>Potentilla cinerea</i>	Zn ^{4,5,7,8}	Cu ^{4,5,7}	Ni ⁷	-	-	-	-
<i>Potentilla argentea</i>	Zn ¹	-	-	-	-	-	-
<i>Rumex acetosella</i>	Zn ⁷	Cu ⁷	Ni ⁷	-	-	-	-
<i>Sanguisorba minor</i>	-	Cu ^{4,5,7}	Ni ⁷	-	Cr ⁷	-	Mg ⁷
<i>Saponaria officinalis</i>	-	Cu ⁴	-	-	-	-	-
<i>Sedum acre</i>	Zn ^{1,8}	-	-	-	-	-	-
<i>Silene sendtneri</i>	Zn ¹	-	-	-	-	-	-
<i>Stachys recta</i>	Zn ⁷	Cu ⁷	Ni ⁷	-	-	-	-
<i>Stipa joannis</i>	Zn ⁸	Cu ⁸	-	-	-	-	-
<i>Teucrium chamaedrys</i>	Zn ^{6,7,8}	Cu ⁷	-	-	-	-	-
<i>Teucrium montanum</i>	Zn ³	Cu ²	-	-	-	-	-

*локалитети: 1 - село Каменица; 2 – Каменар; 3 – Брђанска клисура; 4 – Котража; 5 – Ковионоца; 6 – Вучјак; 7- Голо брдо и 8 – Дубовац

Поредећи резултате биолошког апсорпционог коефицијента можемо рећи да су без обзира на тип геолошке подлоге са које су узорковане, биљке показале добру биоакумулацију Cu и Zn. Код врста које припадају еколошкој групи облигатних серпентинофита утврђена је добра биоакумулација најчешће Cu и Zn, док је акумулација Ni, Pb и Mn више везана за специфичну акумулативну способност појединих биљних врста које расту на серпентинском земљишту. Према резултатима ове студије земљиште настало на андезитној подлози одликовало се малим садржајем испитиваних метала. Упркос томе поједине врсте биљака су акумулирале Cu, Zn, Ni, Mn и Cr у концентрацијама знатно већим од оних којих се срећу у овом типу земљишта. На земљиштима насталим на кречњаку и песку биљке су најчешће акумулирале Cu и Zn. Биоакумулација Mn из кречњачког и Cr из земљишта насталог на песку се може приписати генетској предиспозицији биљака. Поједине биљне врсте су показале биолошки апсорпциони коефицијент већи од један за више испитиваних метала. Тако су код врсте *Chamaespartium sagittale* показани биолошки апсорпциони коефицијенти већи од јединице за Zn, Cu, Ni и Mn; код врсте *Sanguisorba minor* за Cu, Ni, Cr и Mg; код врста *Eryngium campestre* и *Lychnis viscaria* за Zn, Cu и Mn; код врста *Potentilla cinerea*, *Rumex acetosella* и *Stachys recta* за Zn, Cu и Ni. Такође, биолошки апсорпциони коефицијенти већи од јединице за Zn и Ni утврђени су код врста *Alyssum markgrafii* и *Alyssum murale*.

Хиперакумулатори су биљке и/или генотипови које акумулирају метале у концентрацијама 50-100 вишим (у зависности од врсте метала), него биљке које немају способност хиперакумулације (Baker and Brooks, 1989). Постоје неколико хипотеза које објашњавају потребу биљака за хиперакумулацијом: 1) толеранција/уклањање метала; 2) супротстављање суши; 3) узајамно деловање са биљкама из окружења; 4) неадекватно

усвајање метала, и 5) борба са природим непријатељима (Lasat, 2002; Boyd, 2007). Хиперакумулација укључује транспорт кроз апопласт и симпласт, при чему се метали активно транспортују кроз плазма мембрану у корен, током транслокације од корена ка стаблу путују кроз симпласт, и затим бивају акумулирани у ћелијским деловима листова у виду хелата метала и путем секвестрације (Hall and Williams, 2003; Clemens, 2006; Maestri et al., 2010). На основу литературних података Greger (1999) је показао, да хиперакумулатори могу да садрже тешке метале изнад наведених концентрација: Cd, As и неки други елементи у траговима (100 mgkg^{-1} , 0.01% суве материје); Co, Cu, Cr, Ni и Pb (1000 mgkg^{-1} , 0.1% суве материје), и Mn, Ni и Zn ($10\,000 \text{ mgkg}^{-1}$, 1% суве материје). Литературни подаци говоре о постојању више од 450 хиперакумулаторских врста сврстаних у оквиру 45 фамилија, од којих око 75% припада врстама које хиперакумулирају Ni (Baker et al., 2000; Prasad and Freitas, 2003; Boyd, 2007). Поред Ni којег акумулира већина хиперакумулаторских врста (317 врста), биљке у својим ткивима хиперакумулирају и Co (28 врста), Cu (37 врста), Mn (9 врста), Pb (14 врста) и Zn (11 врста) (Reeves and Baker, 2000; Reeves, 2003; Boyd, 2007).

Велики број ендемичних врста које расту на земљиштима богатим различитим металима акумулирају метале у високим концентрацијама ($> 1\%$), што је у супротности са њиховим нормалним концентрацијама у биљкама. Такође, биљке које нису хиперакумулатори у загађеним регионима могу да садрже метале у горе поменитим концентрацијама. Хиперакумулаторске врсте (акумулирају Ni, Co, Cu, Zn, Mn, Pb, Cd) углавном припадају следећим фамилијама: Asteraceae, Brassicaceae, Caryophyllaceae, Cyperaceae, Cunoniaceae, Fabaceae, Flacourtiaceae, Lamiaceae, Poaceae, Violaceae и Euphorbiaceae. Фамилија Brassicaceae је позната по највећем броју хиперакумулатора (11 родова и 87 врста). Такође, представници ове фамилије акумулирају различите метале, тако 7 родова и 72 врсте хиперакумулирају Ni, а 3 рода и 20 врста Zn (Wenzel and Jockwer, 1999; Prasad and Freitas, 2003; Alford et al., 2010). Највећи број хиперакумулатора Ni припада роду *Alyssum* (више од 50 врста). Овај род обухвата око 172 врсте у оквиру шест секција, при чему хиперакумулатори Ni припадају углавном секцији *Odontarrhena* (С.А. Meyer). Резултати наших истраживања су показали да су врсте *Alyssum markgrafii* и *Alyssum murale* (Слика 25) хиперакумулатори Ni, обзиром да су на земљиштима насталим на серпентинским геолошким подлогама (осим на локалитету Котража) акумулирали Ni изнад 1000 mgkg^{-1} . Врста *Alyssum murale* (на серпентинском локалитету село Каменица) је акумулирала скоро 4 пута више Ni, а ендемична хиперакумулаторска врста *Alyssum markgrafii* (на серпентинском локалитету Камењар) је акумулирала 3 пута више Ni од референтне хиперакумулаторске вредности. Добијени резултати су у сагласности са литературним подацима који наводе да је род *Alyssum* са највећим бројем хиперакумулатора Ni (Baker and Brooks, 1989; Јанаковић and Тељевић, 1995; Обратов и др., 1997; Reeves et al., 1997). Такође, је показано да су серпентинофите из секције *Odontarrhena* окарактерисане као стриктне металофите (Pollard et al., 2002; Baker et al., 2010; Alford et al., 2010), што подразумева да сви генотипови расту на земљиштима која су богата металима. Серпентинске ендемичне или факултативне биљке које хиперакумулирају Ni имају велику потребу за високим концентрацијама Ni које налазе у серпентинским земљиштима које га природно обилато садрже (Shallari et al. 1998; Brady, 20005; Ghaderian et al. 2007; Reeves et al. 2007; Kazakou et al., 2008). Толерантне биљке поседују различите стратегије у адаптацији на високе концентрације метала у својим ткивима, углавном базиране на њиховом искључивању из биљног метаболизма, као и на њиховој акумулацији. Неки аутори наводе ћелијску и субћелијску компартиментизацију, као и акумулирање Ni у надземним деловима биљака (нарочито листовима), као важне механизме толеранције биљака на висок садржај Ni (Vinterhalter and Vinterhalter, D., 2005; Asemanch et al., 2006; Ghaderian et al., 2007). Показано је да се Ni углавном складишти у листовима,

делимично у вакуолама епидермалних ћелија, бази длака, и малим делом у дршкама длака (Broadhurst et al., 2004; Broadhurst et al., 2009). Као један од могућих механизма адаптације врста рода *Alyssum* на виоке концентрације Ni представља његова акумулација у листовима обзиром да су лица и наличја листова врста рода *Alyssum* су густо прекривена мрежом разгранатих, рачвастих или звездастих длака. Треба нагласити да усвајање и акумулација полутаната варира од врсте до врсте, али и у оквиру врста истог рода, што су потврдили и резултати добијени у овом истраживања. Биљке које хиперакумулирају метале имају велики потенцијал за примену у ремедијацији метала из животне средине.

Земљиште представља један динамичан и сложен систем у коме се континуирано дешавају промене условљене бројним факторима, те тако подсећа на "живи систем" у коме се нешто стално рађа, развија и умире (Вељовић, 1982). Педогенетским процесима се у земљишту образује колоидно стање материје, а кроз њега успоставља јединство и нераскидива веза између живих организама и земљишта. Биљке су везане за земљишта на којима расту, имају специфичне потребе генетски условљене у односу на земљиште, интерагују са њим мењајући га, и прилагођавају се на сталне промене у самом земљишту и средини у којој живе, тражећи онтогенетске и филогенетске одговоре, а све у циљу даљег опстанка. Биоконцентрација метала од стране биљака је фасцинантна област истраживања која може да одговори на нека од фундаменталних питања везаних за биохемију, исхрану и физиологију стреса биљака. Такође, даљи развој фиторемедијације захтева мултидисциплинарна истраживања која ће комбиновати биљну биологију, хемију земљишта, земљишну микробиологију, као и инжињеринг (Raskin et al., 1994).



Слика 25. *Alyssum murale* Waldst. et Kit.

Добијени подаци презентовани у оквиру ове докторске дисертације отварају бројна питања везана за однос земљишта и биљка, садржај елемената у оба система, њихове узајамне утицаје као и појединачне одговоре на спрегнуте, зависне и неодвојиве међуинтеракције земљишта и биљака. Одговори на нека од питања су дати,

али предстоји још већи изазив да се на отворена питања одговори у оквиру даљих студиозних и циљаних истраживања.

Биолошки мониторинг који је базиран на узајамној вези између концентрације полутаната у организму и околној средини примењен континуирано у једном екосистему може да укаже на тенденције евентуалних промена у њему (Ravera, 2001). Ако до неке промене дође, хемијским анализама може да се утврди природа хемијског стреса, да се идентификује и квантификује полутант. За потпунију и свеобухватнију слику промена у једном екосистему потребно је комбиновати мониторинг биолошког и хемијског типа. Истраживања ове дисертације су покушала са разјасне утицај геолошке подлоге на садржај неких елемената у биљкама, улогу и значај биљака у њиховој акумулацији, као и да сугерише које су биљне врсте добри индикатори, хиперакумулатори и тест врсте које се могу користити у биоремедијацији све у циљу праћења, заштите и рестаурације испитиваних екосистема. Добијени резултати у овом истраживању дају тренутну слику проучаваних локалитета и представљају основу за њихов будући мониторинг, односно планско, систематско њихово праћење стања у складу са еколошким принципом "одрживог коришћења".

ЗАКЉУЧЦИ

- ❖ Анализом добијених резултата презентованих у оквиру ове докторске дисертације можемо извести следеће закључке:
- ❖ Истраживања у оквиру ове докторске дисертације обухватала су 4 различите геолошке подлоге, и то 5 локалитета на серпентинској, и по један на кречњачкој, андезитној и песку као геолошкој подлози. Проучаване су концентрације 11 метала (Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, Ni, Cr, Co и Cd) у земљишту и биљкама са ових геолошких подлога.
- ❖ Истраживање је обухватило више биљке које припадају делима Polypodiophyta (папрати) и Magnoliophyta (скривеносеменице). Проучавано је 40 биљних врста сврстаних у 22 рода (*Alyssum*; *Artemisia*; *Chamaespartium*; *Cheilanthes*; *Chrysopogon*; *Cotinus*; *Dorycnium*; *Eryngium*; *Euphorbia*; *Halacsysa*; *Helleborus*; *Lychnis*; *Melica*; *Potentilla*; *Rumex*; *Sanguisorba*; *Saponaria*; *Sedum*; *Silene*; *Stachys*; *Stipa* и *Teucrium*), у оквиру 1 фамилије папрати (Polypodiaceae), 13 фамилија дикотила (Ranunculaceae, Caryophyllaceae, Polygonaceae, Brassicaceae, Euphorbiaceae, Rosaceae, Crassulaceae, Fabaceae, Anacardiaceae, Apiaceae, Boraginaceae, Lamiaceae, Asteraceae) и 1 фамилије монокотила (Poaceae).
- ❖ Садржаји испитиваних метала у земљишту варирали у зависности од врсте метала и природе геолошке подлоге на коме је земљиште настало.
- ❖ Средње вредности садржаја испитиваних метала у земљишту имале су поредак: Mg>Fe>Ca>Ni>Mn>Cr>Co>Zn>Pb>Cu>Cd.
- ❖ Садржај испитиваних метала варирао је како у оквиру серпентинских земљишта, тако и између земљишта на истраживаним геолошким подлогама.
- ❖ Геолошка подлога утиче на садржај метала у испитиваним земљиштима, тако да су земљишта настала на серпентинској геолошкој подлози садржала највише Mg, Fe, Zn, Ni, Cd, Co и Cr, док је земљиште настало на кречњаку садржало највише Ca, Mn, Cu и Pb у поређењу са земљиштима насталим на другим проучаваним подлогама. Такође, у земљишту насталом на андезитној подлози показан је најмањи садржај Mg, Fe, Mn, Cu, Zn и Ni, а у оном насталом на песку најмање Pb, Cd, Co и Cr у поређењу са земљиштима насталим на другим проучаваним подлогама.
- ❖ Земљишта настала на серпентинској геолошкој подлози се карактеришу великим садржајем пре свега Mg, а затим и Fe, Ni, Ca и Cr, док земљишта настала на кречњаку, андезиту и песку садрже највише Fe, а затим Ca, Mg и Mn. Сва проучавана земљишта без обзира на геолошку подлогу на којој су настала карактерише мали садржај Cu и Cd.
- ❖ Серпентинска земљишта, као и земљиште настало на кречњачкој геолошкој подлози садржала су Ni и Cr изнад граничне вредности и изнад МДК које прописује правилник и уредба Републике Србије, као и изнад вредности која прописује Европска

унија. Такође, земљишта настала на серпентинској геолошкој подлози садржала су Ni и Cr изнад ремедијационе вредност.

❖ Земљишта настала на серпентинској, као и на кречњачкој геолошкој подлози садржала су Co и Cd изнад граничне вредности.

❖ Средње вредности концентрација Co, Cd, Ni и Cr у земљишту биле су више и од њихових средњих вредности утврђених за земљишта широм света. Такође, у серпентинском земљишту локалитета Камењар, као и кречњачком земљишту показани су садржаји Mn и Pb већи од њихових садржаја утврђених за земљишта широм света.

❖ Кластер анализа показује да се земљишта могу груписати у три групе по првом нивоу сличности у садржају проучаваних метала. Прва група показује сличност у садржају Mn, Zn, Pb и Cd, друга у садржају Fe и Cu, а трећа у садржају Co и Cr. Садржај Ca у земљишту показује најмању сличност у односу на садржаје осталих метала у земљишту.

❖ Садржај испитиваних метала у проучаваним биљкама зависио од природе метала, генетске предиспозиције биљне врсте да усвоји и акумулира метале из земљишта, и типа геолошке подлоге на коме се земљиште образовало.

❖ Средња вредност садржаја испитиваних метала у биљкама имала је поредак: Ca>Mg>Fe>Ni>Mn>Cr>Zn>Cu>Co>Pb>Cd.

❖ На серпентинском и песковитом земљишту бољу акумулацију метала показале су врсте прилагођене таквом типу земљишта, тако да су велики садржај већег број метала показале облигатне или факултативне серпентинофите (*Alyssum markgrafii*, *Alyssum murale*, *Euphorbia glabriflora*, *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus*, *Sedum acre* и др.), и псамофите (*Artemisia campestris*, *Potentilla cinerea*). На андезитној и кречњачкој подлози акумулацију више метала утврђен је код еколошки ширих биљних врста (*Teucrium chamaedrys*, *Sanguisorba minor*, *Chamaespartium sagittale*, *Euphorbia cyparissias* и др.).

❖ Вредност односа концентрације Ca и Mg у земљишту и проучаваним биљкама зависила је од биљне врсте и типа геолошке подлоге на коме је земљиште настало. Вредност односа концентрације Ca и Mg био је мањи од један у земљиштима насталим на серпентинској геолошкој подлози, и најмањи је у односу на остале типове геолошке подлоге. Већу вредност односа концентрације Ca и Mg показале су облигатне серпентинофите, што указује на њихову еволутивну прилагођеност усвајања Ca насупрот високим концентрацијама Mg у земљишту. Највећи однос ових метала утврђен је у земљишту насталом на кречњачкој подлози. Биљке на кречњаком земљишту су показале највећи однос концентрације Ca и Mg, што је у сагласности са чињеницом да овај тип земљишта садржи велике количине лако доступног Ca.

❖ Показана је добра биоакумулација Cu и Zn независно од типа геолошке подлоге на коме су биљке узорковане. Акумулација других метала зависила је од генетске предиспозиције одређене биљне врсте да усваја и акумулира одређени метал, и геолошке

подлоге на коме је земљиште настало. Утврђено је да су врсте рода *Alyssum* (*A. markgrafii* и *A. murale*) показале хиперакумулацију Ni и добру акумулацију Zn. Серпентинофитске врсте, као и врсте прилагођене на скелетна земљишта показале су добру акумулацију Zn и Cu на земљиштима насталим на серпентинској геолошкој подлози. На земљишту формираном на андезиту одређене биљке су добро акумулирале поред Cu и Zn и друге метале попут Mn, Ni, Cr и Mg, док су на песковитим и кречњачким земљиштима биљке углавном акумулирале Cu и Zn.

❖ Природа геолошке подлоге пре свега утиче на усвајање и акумулацију Ca, Mg, Mn, Ni, Co и Cr на земљишту насталом на кречњаку; Mg, Ni, Cd, Co и Cr на серпентинским земљиштима; Fe, Co и Cr на земљишту насталом на андезиту, као и Ca, Co и Cr на земљишту насталом на песку.

❖ Садржај Ca и биљкама на свим проучаваним подлогама, садржај Zn на серпентинској, андезитној и песку као геолошкој подлози, као и садржаји Ni и Cu на андезиту били већи од садржаја ових метала у земљишту на одговарајућим подлогама, што указује на могућност да је усвајање и акумулација ових метала пре свега условљена биљним карактеристикама.

❖ Код проучаваних врста рода *Euphorbia* је утврђена сличност у акумулацији Ca, Mg, Mn, Fe, Cu, Zn, Pb и Co; код рода *Helleborus* Ca, Mn и Pb; код рода *Potentilla* Ca, Cu, Zn, Pb, Ni, Co и Cr; код рода *Rumex* Fe, Cu, Pb, Cd, Co и Cr; код рода *Silene* Mn и Cu; код рода *Stachys* Mg, Mn, Ni, Pb, Cd, Co и Cr; код рода *Stipa* Ca, Pb и Cr и код рода *Teucrium* Mg, Mn, Fe, Cu, Zn, Pb, Cd, Co и Cr. Такође, код представника родова *Alyssum*, *Artemisia* и *Eryngium* није утврђена сличност у усвајању испитиваних метала, што указује да пре свега геолошка подлога утиче на усвајање метала код проучаваних врста ових родова.

❖ Код одабраних представника фамилије Rosaceae показана је велика способност да из свих поручаваних геолошких подлога акумулирају Zn. Такође, из серпентинске, кречњачке, андезитне и песка као геолошке подлоге представници фамилије Rosaceae добро акумулирају Fe, Mn и Cd, а фамилије Lamiaceae добро акумулирају Ca и Zn. Представници фамилије Caryophyllaceae из серпентинске, кречњачке, андезитне геолошке подлоге добро акумулирају Ca, Fe, Mn, Zn, Pb, Ni, Cd, Co и Cr, док они из фамилије Fabaceae добро акумулирају Mn, Cu, Zn, Pb и Cd.

❖ Средња вредност концентрације Mn, Ni и Cr у проучаваним биљкама, била већа од токсичне вредности ових метала у биљним ткивима. Такође, средња вредност концентрације Ni и Cr у проучаваним биљкама на серпентинској и кречњачкој подлози била већа од токсичне вредности ових метала у биљним ткивима.

❖ Средња вредност концентрација Mn, Ni, Cd, Co и Cr у проучаваним биљкама показала је већу вредност од референтне просечне концентрације ових метала у биљкама, док је средња вредност концентрација Ni и Cr у проучаваним биљкама била већа од критичних концентрација ових метала у биљним ткивима.

- ❖ Кластер анализа концентрације испитиваних метала у свим поучаваним биљкама показују да постоје две групе на првом нивоу сличности. Биљке са великом сличности акумулирају Cu, Zn и Cd, а затим Pb и Co без обзира на тип геолошке подлоге. Биљке у наредним нивоима сличности показују сличност у акумулацији Cr, Mg и Fe и са Co и Pb, а Mn и Ni са Cu, Zn и Cd. Садржај Ca у биљкама показује најмању сличност у односу на садржаје осталих метала у њима.
- ❖ Кластер анализа концентрације испитиваних метала у свим поучаваним биљкама и земљишту показују да постоје три групе по првом нивоу сличности, прва у садржају Cu, Zn и Cd у биљкама и земљишту и Mn и Pb у земљишту. Следећу групу чине Pb, Co, Cr и Mg у биљкама. Трећа група се односи на Co и Cr у земљишту. Садржај Ca у земљишту показује најмању сличност у односу на садржаје осталих метала у биљкама и земљишту.
- ❖ Вредност биолошког апсорпционог коефицијента зависла је од способности биљних врста да усвајају и акумулирају метале, природе испитиваног метала и локалитета, односно геолошке подлоге са којег су биљке узорковане.
- ❖ Код већине проучаваних биљака садржај Ca у биљним ткивима био је већи од његовог садржај у земљишту.
- ❖ Код 32 биљне врсте (*Alyssum markgrafii*; *Alyssum murale*; *Artemisia absinthium*; *Artemisia alba*; *Artemisia campestris*; *Artemisia vulgaris*; *Chamaespartium sagittale*; *Cheilanthes maranthae*; *Chrysopogon gryllus*; *Cotinus coggygia*; *Dorycnium pentaphyllum* Scop. subsp. *herbaceum*; *Eryngium campestre*; *Eryngium serbicum*; *Euphorbia amygdaloides*; *Euphorbia cyparissias*; *Euphorbia glabriflora*; *Halacsya sendtneri*; *Helleborus odoratus*; *Helleborus multifidus* subsp. *serbicus*; *Lychnis viscaria*; *Melica ciliata*; *Potentilla cinerea*; *Potentilla argentea*; *Rumex acetosella*; *Sanguisorba minor*; *Saponaria officinalis*; *Sedum acre*; *Silene sendtneri*; *Stachys recta*; *Stipa joannis*; *Teucrium chamaedrys* и *Teucrium montanum*) садржаји 7 испитиваних метала били су већи од њиховог садржаја у земљишту. Већи садржај Cu у биљкама у односу на одговарајуће земљиште показале су 22 биљне врсте, док је садржај Zn утврђен код 21 врсте. Већи садржај метала у биљкама у односу на земљиште показало је 7 врста за Ni; 5 врста за Mn; 2 врсте за Cr. Такође, по једна биљна врста показала већи садржај Pb и Mg у односу на његов садржај у земљишту.
- ❖ Ендемична хиперакумулаторска врста *Alyssum markgrafii* и врста *Alyssum murale* су акумулирале 2 - 4 пута више Ni од његове референтне вредности на земљишту насталом на серпентинској геолошкој подлози.

Добијени подаци презентовани у оквиру ове докторске дисертације отварају бројна питања везана за однос земљишта и биљка, садржај елемената у оба система, њихове узајамне утицаје као и појединачне одговоре на спрегнуте, зависне и неодвојиве интеракције земљишта и биљака.

Одговори на нека од питања су дати, али предстоји још већи изазив да се на отворена питања одговори у оквиру даљих студиозних и циљаних истраживања.

ЛИТЕРАТУРА

1. Adamović, L., 1909. Die Vegetationsverhältnisse Der Balkanlander (Mosische Lander). Die Vegetation der Erde, Leipzig.
2. Adriano, D. C., 2001. Trace element in terrestrial environments: biogeochemistry, bioavailability and risks of metals. Springer, New York.
3. Adriano, D. C., Wenzel, W.W., Vangronsveld, J., Bolan, N.S., 2004. Role of assisted natural remediation in environmental cleanup. *Geoderma*, 122, 121-142.
4. Al-Khashman, O.A., Shawabkeh, R.A., 2006. Metals distribution in soils around the cement factory in southern Jordan. *Environ. Pollut.*, 140, 387-394.
5. Allen, S.E., 1989. Analysis of Ecological Materials. 2nd Ed. Blackwell Scientific Publication. Oxford.
6. Alford, E.R., Pilon-Smits, E.A.H., Paschke, M.W., 2010. Metallophytes—a view from the rhizosphere. *Plant Soil*, 337, 33-50.
7. Álvarez, M.L., Fernández, M., Vaamonde, M.J., Fernández-Sanjurjo, M.J., 2003. Heavy metal in the dump of an abandoned mine in Galicia (NW Spain) and in the spontaneously occurring vegetation. *The Sci. Tot. Environ.*, 313, 185-197.
8. Álvarez, M.L., 2010. Influence of soil type and natural Zn chelates on flax response, tensile properties and soil Zn availability. *Plant Soil*, 328, 217-233.
9. Amico, M.E., Previtali, F., 2012. Edaphic influences of ophiolitic substrates on vegetation in the Western Italian Alps. *Plant Soil*, 351, 73-95.
10. Anderson, A. J., Meyer, D. R., Meyer, F. K., 1973. Heavy metal toxicities: levels of nickel, cobalt and chromium in the soil and plants associated with visual symptoms and variation in growth of an oat crop. *Aust. J. Agr. Res.*, 24, 557.
11. Antonovics, J., Bradshaw, A. D., Turner, R. G., 1971. Heavy metal tolerance in plants. *Adv. Ecol. Res.*, 7, 1.
12. Asemanech, T., Ghaderian, S. M., Crawford, S. A., Marshall, A. T., Baker, A. J. M., 2006. Cellular and subcellular compartmentation of Ni in the Eurasian serpentine plants *Alyssum bracteatum*, *Alyssum murale* (Brassicaceae) and *Cleome heratensis* (Capparaceae). *Planta*, 225, 193-202.
13. Asemanech, T., Ghaderian, S. M., Baker, A. J. M., 2007. Responses to Mg/Ca balance in an Iranian serpentine endemic plant, *Cleome heratensis* (Capparaceae) and a related non-serpentine species, *C. foliosa*. *Plant Soil*, 293, 49-59.
14. Arias, M., Perez-Novo, C., Lopez, E., Soto, B., 2006. Competitive adsorption and desorption of copper and zinc in acid soils. *Geoderma*, 133, 151-159.
15. Ahmad, A., Ghufuran, R., Zularisam, A.W., 2011. Phytosequestration of metals in selected plants growing on a contaminated Okhla industrial areas, Okhla, New Delhi, India. *Water Air Soil Pollut.*, 217, 255-266.
16. Babula, P., Adam, V., Opatrilova, R., Zehnalek, J., Havel, L., Kizel, R., 2008. Uncommon heavy metals, metalloids and their plant toxicity: A review. *Environ. Chem. Lett.*, 6, 189-213.

17. Baker, A. J. M., 1981. Accumulators and excluders-strategies in the response of tolerant plants. In Shaw AJ (Eds.) Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects. CRC press, Boca Ration, FL.
18. Baker, A. J. M., Brooks, R. R., 1989. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements. A Review of their distribution, ecology and phytochemistry. Biorecovery 1, 81-126.
19. Baker, A. J. M., McGrath, S. P., Sidoli, C. M. D., Reeves, R. D., 1994. The possibility of in situ heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal-accumulating plants. Res. Conserv. Recycling, 11, 41-49.
20. 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. and Banuelos, G. (Eds.), Phytoremediation of contaminated soil and water. Lewis Publishers, Boca Ration, FL.
21. Baker, A. J. M., Ernst, W. H. O., der Ent, A., Malaisse, F., Ginocehio, R., 2010. Metallophytes: the unique biological resource, its ecology and conservatonal status in Europe, central africa and Latin America. In: Batty, L.C., Hallberg, K.B., (Eds.), Ecology of industrial pollution. Cambridge University press, Cambridge.
22. Bani, A., Echevarria, G., Sulçe, S., Morel, J. L., Mullaji, A., 2007. In-situ phytoextraction of Ni by a native population of *Alyssum murale* on an ultramafic site (Albania). Plant Soil, 293, 79-89.
23. Bani, A., Pavlova, D., Echevarria, G., Mullaji, A., Reeves, R., Morel, J. L., Sulçe, S., 2010. Nickel hyperaccumulation by the species of *Alyssum* and *Thlaspi* (Brassicaceae) from the ultramafic soils of the Balkans. Botanica Serbica, 34(1), 3-14.
24. Barcelo, J., Poschenrieder, Ch., 2003. Phytoremedistion: principles and perspective. Contributions to science, 2(3), 333-344.
25. Ben Amur, W., Mediouni, C., Tray, B., 2008. Glutathione and phytochelatin contents in tomato plants exposed to cadmium. Biol. Plant., 52, 314-320.
26. Benavides, M.P., Gallego, S.M., Tomaro, M.L., 2005. Cadmium toxicity in plants. Braz. J. Plant Physiol., 17(1), 21-34.
27. Bech, J., Tume, P., Longan, L., Reverter, F., Tempio, M., 2008. Concentration of Cd, Cu, Pb, Zn, Al, and Fe in soils of Manresa, NE Spain. Environ. Monit. Assess., 145, 257-266.
28. Berti, W.R., Cunningham, S.D., 2000. Phytostabilisation of metals. In: Raskin, I., Ensley, B.D., (Eds.), Phytoremediation of toxic metals-using plants to clean-up the environment. New York, John Wiley and Sons, Inc., 71-88.
29. Блечић, В., Татић, Б., Краснићи, Ф., 1968. Кратак прилог флори Југославије. Гласник Ботаничког завода и баште Универзитета у Београду, Том., 3(1-4), 227-232.
30. Блечић, В., Татић, Б., Краснићи, Ф., 1969. Три ендемичне заједнице на серпентинској подлози у Србији. Acta Botanica Croatica, XXVIII, 43-47.
31. Blume, H. P., Brummer, G., 1987. Prognose des Verhaltens von Schwermetallen in Boden mit einfachen Feldmethoden. Mitt. Dtsh. Bodenkundl. Ges., 53-111.
32. Bolan, N.S., Adriano, D.C., Mani, P.A., Duraisamy, A., 2003. Immobilization and phytoavailability of cadmium in variable charge soils. II effect of lime addition. Plant Soil, 251, 187-198.

33. Boyd, R.S., 2007. The defense hypothesis of elemental hyperaccumulation: status, challenges and new directions. *Plant soil*, 293, 153-176.
34. Bowen, H. J. M., 1979. *Environmental Chemistry of the Elements*. Academic Press, New York, 333.
35. Bradshaw, A. D., 1975. The evolution of metal tolerance and its significance for vegetation establishment on metal contaminated sites. *Int. Conf. On Heavy Metals*, Toronto, 599.
36. Brady, K. U., Kruckeberg, A. R., Bradshaw, H. D., 2005. Evolutionary ecology of plant adaptation to serpentine soils. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 36, 243-266.
37. Brereton, R.G., 2003. *Data analysis for the laboratory and chemical plant*. John Wiley and Sons, Ltd., West Sussex, UK.
38. Broadhurst, C. L., Chaney, R. L., Angle, J. A., Erbe, E. F., Maugel, T.K., 2004. Nickel localization and response to increasing Ni soil levels in leaves of the Ni hyperaccumulator *Alyssum murale*. *Plant Soil*, 265, 225-242.
39. Broadhurst, C. L., Tappero, R., Maugel, T.K., Erbe, E. F., Sparks, D. L., Chaney, R. L., 2009. Interaction of nickel and manganese in accumulation and localization in leaves of the Ni hyperaccumulators *Alyssum murale* i *Alyssum corsicum*. *Plant Soil*, 314, 35-48.
40. Brooks, R. R., 1981. Some observations on the ecology, metal uptake and nickel tolerance of *Alyssum serpyllifolium* subspecies from the Iberian peninsula. *Vegetatio*, 45, 183-188.
41. Brooks, R. R., 1987. *Serpentine and its Vegetation: A Multidisciplinary Approach*. Discorides Press, Portland, Oregon, 407-454.
42. Brooks, R. R., Yang, X. H., 1984. Elemental levels and relationships in the endemic serpentine flora of the Great Dyke, Zimbabwe and their significance as controlig factors for this flora. *Taxon*, 33, 392-399.
43. Broyer, T. C., Johnson, C. N., Paull, R. E., 1972. Some aspects of lead in plant nutrition. *Plant Soil*, 36, 301.
44. Brunetti, G., Soler-Rovira, P., Farrag, K., Senesi, N., 2009. Tolerance and accumulation of heavy metals by wild plant species grown in contaminated soils in Apulia region, Southern Italy. *Plant Soil*, 318, 285-298.
45. Van Goor, B. J., 1971. Distribution of mineral nutrients in the plant in relation to physiological disorder. 19th *Int. Horticultural Congr.*, Warsaw, 217.
46. Van Goor, B. J., Wiersma, D., 1976. Chemical form of manganese and zinc in phloem exudates. *Physiol., Plant.*, 36, 213.
47. Вељовић, В., 1971. Вегетација Голог брда. Гласник природњачког музеја, Београд, књига 26 (Б), 115-123.
48. Вељовић, В., 1982. Екологија и географија биљака. Светлост. Крагујевац.
49. Verany, P., Gauthier-Moussard, C., Hitmi, A., 2007. Interaction of bioaccumulation of heavy metal chromium with water relation, mineral nutrition and photosynthesis in developed leaves of *Lolium perenne* L. *Chemosphere*, 69, 1563-1575.
50. Vergnano, G., 1992. The distribution and ecology of the vegetation of ultramafic soils in Italy. In: Roberts, B.A., Proctor, J., (Eds.), *The ecology of areas with serpentinized rocks: A world view*. Dordecht, Kluwer, 217-247.

-
51. Vićentijević-Marković, G., 2004. The serpentinophytæ of the Brdjani gorge. *Acta Agriculturae Serbica*, Vol. IX(17), 65-72.
 52. Vinterhalter, B., Vinterhalter, D., 2005. Nickel hyperaccumulation in shoot cultures of *Alyssum markgrafii*. *Biologia Plantarum*, 49, 121-124.
 53. Гајић, М., 1984. Флора Гоча. Шумарски факултет, Београд.
 54. Ghaderian, A. M., Baker, A. J. M., 2007. Geobotanical and biogeochemical reconnaissance of the ultramafic of Central Iran. *Jour. Geochem. Explor.*, 92, 34-42.
 55. Ghaderian, A. M., Mohtadi, A., Rahiminejad, R., Reeves, R. D., Baker, A. J. M., 2007. Hyperaccumulation of nickel by two *Alyssum* species from the serpentine soils of Iran. *Plant Soil*, 293, 91-97.
 56. Ghosh, M., Singh, S.P., 2005. A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of its by-products. *Applied Ecology and Environmental Research*, 3(1), 1-18.
 57. Глишић, О., 1993-1994. Еко-анатомска диференцијација врсте *Potentilla arenaria* Borkh. са серпентинског и несерпентинског станишта. *Екологија*, Вол. 28(1-2)-29(1-2), 55-64.
 58. Глишић, О., Стевановић, Б., 1996. Структурне адаптације балканских ендемичних серпентинофита рода *Potentilla* L. (Rosaceae). *Гласник Института за ботанику и ботаничке баште Унивезитета у Београду*, Том. 30, 59-70.
 59. Gonzales-Mendoza, D., Zapata-Perez, O., 2008. Mechanisms of plant tolerance to potentially toxic elements. *Bol. Soc. Bot. Mex.*, 82, 53-61.
 60. Graham, R. D., 1981. Absorption of copper by plants roots. In: *Copper in Soils and Plants*, Lonergan, J. F., Robson, A. D., Graham, R., (Eds.), Academic press, New York, 141.
 61. Graham, R. D., Welch, R. M., Grunes, D. L., Cary, E. E., Norvel, W., A., 1987. Effects of zinc deficiency on the accumulation of boron and other mineral nutrients in barley. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 52, 652.
 62. Greger, M., 1999. Metal availability and bioconcentration in plants. In: *Heavy Metal Stress in Plants*, Prasad, M. N. V., Hagemeyer, J., (Eds.), Springer, Berlin, 1-27.
 63. Davies, B. E., 1977. Heavy metal pollution of British agricultural soils with special reference to the role of lead and copper mining, in *Proc. Int. Semin. On Soil Environment and Fertility Management in Intensive Agriculture*, Tokyo, 394.
 64. Davies, A., Ruby, M.V., Bergstrom, P.D., 1994. Factors controlling lead bioavailability in the Butte mining district, Montana (USA). *Envir. Geoch. Heal.*, 3, 147-157.
 65. Davies, B. E., 1995. Lead. In: *Heavy metals in soils*. Alloway, B., J. (Eds.), Blackie Acad., London, 206-223.
 66. Димитријевић, Б., 1946. Агрогеологија. Пољопривредно-шумарски факултет, Београд.
 67. Dong, J., Wu, F. B., Huang, R. G., Zang, G. P., 2007. A chromium-tolerant plant growing in Cr-contaminated land. *Int. J. Phytoremediat.*, 9, 167-179.
 68. Dozet, D., Nešić, Lj., Belić, M., Bogdanović, D., Ninkov, J., Zeremski, T., Dozet, D., Banjac, B., 2011. Poreklo i sadržaj nikla u aluvijalno-deluvijalnim zemljištima Srema. *Field Veg. Crop Res.*, 48, 369-374.

69. Dudić, B., Rakić, T., Šinžar-Sekulić, J., Atanacković, V., Stevanović, B., 2007. Differences of metal concentration and morpho-anatomical adaptations between obligate and facultative serpentinophytes from Western Serbia. *Arch.iol.Sci.*, 59(4), 341-349.
70. Dushenkov, S., Kapulnik, Y., 2000. Phytofiltration of metals. In: Raskin, I., Ensley, B.D., (Eds.), *Phytoremediation of toxic metals-using plants to clean-up the environment*. New York, John Wiley and Sons, Inc., 89-106.
71. Белић, Г., 2005. Варијабилност врсте *Verbascum phoeniceum* L. са различитих геолошких подлога у Централној и Јужној Србији. Докторска теза, Природно-математички факултет, Универзитет у Крагујевцу.
72. Ђурић, Ј., 1979. Флора брда Чукаре у Котражи код Стргара. Дипломски рад, Природно-математички факултет Универзитет у Крагујевцу.
73. Ernst, W.H.O., 2000. Evolution and ecophysiology of metallophytes in Africa and Europe. In: Breckle, S.W., Schweizer, B., Arndt, U., (Eds.), *Results of worldwide ecology studied*. Stuttgart, G. Heimbach, 23-25.
74. Ernst, W.H.O., 2001. Evolutive Anpassungs mechanismen an Schwermetallboden. In: Larcher, W., *Okophysologie der Pflanzen*. Stuttgart, E. Ulmer, 353-355.
75. Ernst, W.H.O., 2006. Evolution of metal tolerance in higher plants. *For. Snow Landsc. Res.*, 80(3), 251-274.
76. Escarré, J., Lefévre, C., Raboyeau, S., Dossantos, A., Gruber, W., Marel, J. C. C., Frérot, H., Noret, N., Mahieu, S., Collin, Ch., van Oort, F., 2011. Heavy metal concentration survey in soils and plants of the Les Malines mining district (Southern France): Implications for soil restoration. *Water Air Soil pollut.*, 216, 485-504.
77. Живковић, М., 1952. Земљишни покривач Златибора. *Земљиште и биљке*, год. 1, бр. 1, 63-93.
78. Živković, J., Ražić, S., Arsenijević, J., Maksimović, Z., 2011. Heavy metal contents in Veronica species and soil from mountain areas in Serbia. *J. Serb. Chem. Soc.*, 76(0), 1-16.
79. Zacchini, M., Pietrini, F., Mugnozza, G. S., Iori, V., Pietrosanti, L., Massacci, A., 2009. Metal tolerance, accumulation and translocation in poplar and willow clones treated with cadmium in hydroponics. *Water Air Soil Pollut.*, 197, 23-34.
80. Zayed, A., Lytle, C. M., Qian, J. H., Terry, N., 1998. Chromium accumulation, translocation and chemical speciation in vegetable crop. *Planta*, 206, 239.
81. Zayed, A., Terry, N., 2003. Chromium in the environment: factors affecting biological remediation. *Plant Soil*, 249, 139-156.
82. Zhu, Y. L., Zayed, A. M., Qian, J. H., de Souza, M., Terry, N., 1999. Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: II. Water hyacinth. *J. Enviro. Qual.*, 28, 339-344.
83. Zhuang, P., Yang, Q. W., Wang, H. B., Shu, W. S., 2007. Phytoextraction of heavy metals by eight plant species in the field. *Water Air Soil Pollut.*, 184, 235-242.
84. Ince, N.J., 1999. Assessment of toxic interaction of heavy metals in binary mixtures: a statistical approach. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 36, 365-372.
85. Ivask, A., Dubourguier, H.Ch., pollumaa, I., kahru, A., 2011. Bioavailability of Cd in 110 polluted topsoil to recombinant bioluminescent sensor bacteria: effect of soil particulate matter. *Jour. Soil sediment.*, 11, 231-237.

86. Јовановић, В., Батоћанин-Срећковић, Д., 2006. Основи геологије. Завод за уџбенике. Београд.
87. Јанаčković, Р., Теšević, V., 1995. Morphological and chemical variability of the populations of the *Alyssum markgrafii* Schulz (Brassicaceae). Glasnik Instituta za botaniku i botaničke bašte Univerzitetu u Beogradu, Tom. XXIX, 187-198.
88. Jenny, H., 1980. The soil resource: Origin and behavior. Eco. Stud., 37, 256-259.
89. Jones, M.L., Sowerby, A., Williams, D.L., Jones, R.E., 2008. Factors controlling soil development in sand dunes: evidence from a coastal dune soil chronosequence. Plant Soil, 307, 219-234.
90. Јосифовић, М., 1970. Флора Републике Србије, САНУ, Београд, књига I, 81-82.
91. Јосифовић, М., 1970. Флора Републике Србије, САНУ, Београд, књига I, 208-213.
92. Јосифовић, М., 1970. Флора Републике Србије, САНУ, Београд, књига II, 202-203.
93. Јосифовић, М., 1970. Флора Републике Србије, САНУ, Београд, књига II, 204-240.
94. Јосифовић, М., 1970. Флора Републике Србије, САНУ, Београд, књига II, 246-248.
95. Јосифовић, М., 1972. Флора Републике Србије, САНУ, Београд, књига III, 68-86.
96. Јосифовић, М., 1972. Флора Републике Србије, САНУ, Београд, књига III, 286-311.
97. Јосифовић, М., 1972. Флора Републике Србије, САНУ, Београд, књига III, 557-566.
98. Јосифовић, М., 1972. Флора Републике Србије, САНУ, Београд, књига IV, 66-71.
99. Јосифовић, М., 1972. Флора Републике Србије, САНУ, Београд, књига IV, 80-118.
100. Јосифовић, М., 1972. Флора Републике Србије, САНУ, Београд, књига IV, 221-237.
101. Јосифовић, М., 1972. Флора Републике Србије, САНУ, Београд, књига IV, 475-478.
102. Јосифовић, М., 1972. Флора Републике Србије, САНУ, Београд, књига IV, 531-478.
103. Јосифовић, М., 1973. Флора Републике Србије, САНУ, Београд, књига V, 57.
104. Јосифовић, М., 1973. Флора Републике Србије, САНУ, Београд, књига V, 193-199.
105. Јосифовић, М., 1974. Флора Републике Србије, САНУ, Београд, књига VI, 52-199.
106. Јосифовић, М., 1974. Флора Републике Србије, САНУ, Београд, књига VI, 349-356..
107. Јосифовић, М., 1974. Флора Републике Србије, САНУ, Београд, књига VI, 408-432.
108. Јосифовић, М., 1975. Флора Републике Србије, САНУ, Београд, књига VII, 121-130..
109. Јосифовић, М., 1976. Флора Републике Србије, САНУ, Београд, књига VIII, 259-315.
110. Јосифовић, М., 1976. Флора Републике Србије, САНУ, Београд, књига VIII, 316-322..
111. Јосифовић, М., 1976. Флора Републике Србије, САНУ, Београд, књига VIII, 337-341.
112. Johnston, W. R., Proctor, J., 1977. Metal concentrations in plants and soils from two British serpentine sites. Plant Soil, 46, 275.
113. Kabata-Pendias, A., Piotrowska, M., Dudka, S., 1993. The trace metals in legumes and monocotyledon and their suitability for the assessment of soil contamination, in Plants and Biomonitors, Market, B., ed., VCH Weinheim, 485.
114. Kabata-Pendias, A., Pendias, H., 1999. Biogeochemistry of trace metals, 2th ed., Wyd nauk PWN, Warsaw, 400.

115. Kabata-Pendias, A., Sadurski, W., 2004. Trace elements and compounds in soil. In: Elements and Their Compounds in the Environment, 2 eds. E. Wile-VCH, Weinheim.
116. Kabata-Pendias, A., Terelak, H., 2004. Regional variation of trace elements (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) contents of native grassland grasses in Poland. 3 Int. Conf. Heavy Metals Radionuclides and Elements-Biofills in the Environment, Kazakhstan, 1, 28-33.
117. Kabata-Pendias, A., 2011. Trace elements in soils and plants. 4th edition, CRC Press, Taylor and Francis Group, Boca Ration, London, New York.
118. Кастори, Р., 1990. Неопходни микроелементи – физиолошка улога и значај у биљној производњи. Научна књига, Београд.
119. Кастори, Р., 1993. Тешки метали и пестициди у земљишту - Тешки метали и пестициди у земљишту Војводине, Пољопривредни факултет, Институт за ратарство и повртарство, Нови Сад.
120. Kataeva, M.N., Alexeeva-Popova, N.V., Drozdova, I.V., Beljaeva, A.I., 2004. Chemical composition of soils and plant species in the Polar Urals as influence by rock type. Geoderma, 122, 257-268.
121. Kazakou, E., Dimitrakopoulos, P. G., Baker, A. J. M., Reeves, R.D., Troumbis, A. Y., 2008. Hypotheses, mechanisms and trade-offs of tolerance and adaptation to serpentine soils: from species to ecosystem level. Biol. Rev., 83, 495-508.
122. Kazakou, E., Adamidis, G. C., Baker, A. J. M., Reeves, R. D., Godino, M., Dimitrakopoulos, P.G., 2010. Species adaptation in serpentine soils in Lesbos Island (Greece): Metal hyperaccumulation and tolerance. Plant Soil, 332, 369-385.
123. Keshav, A. K., Mohan, K. R., Murthy, N. N., 2011. A multivariate statistical approach for monitoring of heavy metals in sediments: A case study from Wailpalli watershed, Nalgonda district, Andhra Pradesh, India. Research J. Environ. Earth Sci., 3(2), 103-113.
124. Kirkham, M.B., 2006. Cadmium in plants on polluted soils: Effects of soil factors, hyperaccumulation and amendments. Geoderma, 137, 19-32.
125. Kloke, A., Sauerbeck, D., R., Vetter, H., 1984. The contamination of plants and soil with heavy metals and the transport of metals in terrestrial food chains, in Changing metal cycles and Human Health. Springer-Verlag, Berlin, 113.
126. Knox, A. S., Gamerainger, A. P., Adriano, D. C., Kolka, R. K., Kaplan, D. I., 1999. Sources and practices contributing to soil contaminaton. Bioremediation of Contaminated Soils, Am. Soc. Agon., Madison, Wi, 53.
127. Kovalevskiy, A. L., 1979. Biogeochemical Exploration for Mineral Deposites. New Delhi, 136.
128. Kovalevsky, A. L., 1979a. The biogenic mineralization in plants. Proc. 2nd Int. Seminar on Mineralogy in Live, Syktyvkar, 38.
129. Kovalevsky, A. L., 1979b. Physiological role of bioliths in plant. Proc. 2nd Int. Seminar on Mineralogy in Live, Syktyvkar, 53.
130. Коњевић, Р., Нешловић, М., Ђулафић, Љ., 2003. Физиологија биљака. ННК Интернационал, Београд.
131. Košanin, N., 1939. Uber die Vegetation von nord albanten. SAN. Beograd.
132. Kruckeberg, A. R., 1954. The ecology of serpentine, Soli III. Plant species in relation to serpentine soils, Ecology, 35.

133. Kruckeberg, A. R., 1984. California serpentines: flora, vegetation, geology, soils and management problems. University of California Press, Berkeley.
134. Kruckeberg, A. R., 2002. Geology and plant life: the effects of land forms and rock types on plants. University of Washington Press, Seattle, USA.
135. Kruckeberg, A. R., Kruckeberg, A. I., 1989. Endemic metallophytes. Their taxonomic, genetic and evolutionary attributes. In: Shaw, A.J., (Eds.), Heavy metal tolerance in plant: Evolutionary aspects. CRC Press, Boca Raton, Fl., 301-312.
136. Kumar, P. B. A. N., Motto, H., Raskin, I., 1995. Rhizofiltration: The use of plants to remove heavy metals from aqueous streams. *Envir. Sci. Tech.*, 29 (5), 1239-1245.
137. Lasat, M.M., 2000. Phytoextracion of metals from contaminated soil: A review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. *J. Hazar. Subst. Res.*, 2(5), 1-24.
138. Lasat, M.M., 2002. Phytoextracion of metals: A review of biological mechanisms. *J. Environ. Qual.*, 31, 109-120.
139. Lazarus, B.E., Richards, J.H., Claassen, V.P., O'Dell, R.E., Ferrell, M.A., 2011. Species specific plant-soil interaction influence plant distribution on serpentine soils. *Plant Soil*, 342, 327-344.
140. Li, Y., McLaren, R.G., Metherell, A.K., 2004. The availability of native and applied soil cobalt to ryegrass in relation to soil cobalt and manganese status and other soil properties. *J. Agric. Res.*, 47(1), 33-43.
141. Lombini, A., Dinelli, E., Ferrari, C., Simoni, A., 1998. Plant-soil relationships in the serpentine screes of Mt. Prinzerza (Northern Apennines, Italy). *Jour. Geochem. Explor.*, 64, 19-33.
142. Loneragan, J. F., 1975. The availability and absorption of trace elements in soil-plant system and their relation to movement and concentration of trace elements in plants. In: trace Elements in Soil-Plant-Animal Systems, Nicholas, D. J. D., Egan, A. R., (Eds.), Academic Press, New York, 109.
143. López-Mosquera, M.E., Moirón, C., Carral, E., 2000. Use of dairy-industry sludge as fertilizer for grasslands in northwest Spain: heavy metal level in the soil and plant. *Resou. Conser. Recyc.*, 30, 95-109.
144. Lyon, G. L., Brooke, R. R., Peterson, P. J., Butler, G. W., 1968. Trace elements in a New Zealand serpentine flora. *Plant Soil*, 29, 225.
145. Maestri, E., Marmiroli, M., Visioli, G., Marmiroli, N., 2010. Metal tolerance and hyperaccumulation: Cost and trade-offs between traits and environment. *Envir. Exper. Bot.*, 68, 1-13.
146. Malik, M., Chaney, R., Brewer, E., 2000. Phytoextractation of soil cobalt using hyperaccumulator plants. *Int. J. Phytorem.*, 2, 319-329.
147. Maly, K., 1908-1928. Prilozi za floru Bosne i Hercegovine. I-X, Glasnik Zemaljskog Muzeja, Sarajevo, Bosna i Hercegovina.
148. Markert, B., 1992. Presence and significance of naturally occurring chemical elements of the periodic system in the plant organism and consequences for future investigations on inorganic environmental chemistry in ecosystems. *Vegetatio*, 103, 1-30.
149. Markert, B., 2008. From biomonitoring to integrated observation of the environment-the multi-markered bioindication concept. *Ecol., Cheme., Engine.*, S, 15(3), 315-333.

-
150. Марковић, А., 1983. Фрагменти степске вегетације у Шумадији. Магистарски рад, Природно-математички факултет, Универзитет у Крагујевцу.
151. Марковић, А., 1986. Вегетација Котленика. Докторска теза, Природно-математички факултет, Универзитет у Крагујевцу.
152. Markgraf, F., 1931. *Prodromus florae peninsullae Balcanicae. Dicotyledoneae. Sympetalae.*
153. Marschner, H., 1995. *Mineral nutrition of higher plants*, 2nd Edu. London Academic Press.
154. Maruyama, T., Higuchi, K., Yoshida, M., Tadano, T., 2005. Comparison of iron availability in leaves of barley and rice. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 51, 1035-1042.
155. Mattigod, S.V., Page, A.L., 1983. Assessment of metal pollution in soil. In: *Applied environmental geochemistry*. Thornton, I., (Eds.), Academic Press, London.
156. Macnicol, R. D., Beckett, P. H. T., 1985. Critical tissue concentrations of potentially toxic elements. *Plant Soil*, 85-107.
157. Min, Y., Boging, T., Meizhen, Y., Aoyana, I., 2007. Accumulation of manganese in a hyperaccumulator *Phytolacca americana*. *Minerals Eng.*, 20, 188-190.
158. Montilla, I., Parra, M.A., Torrent, J., 2003. Zinc phytotoxicity to oilseed rape grown on zinc-loaded substrates consisting of Fe oxide-coated and calcite sand. *Plant and Soil*. 257, 227-236.
159. Moore, D. P., 1972. Mechanisms of micronutrients uptake by plants. In: *Micronutrients in agriculture*, Mortved, J. J., Giordano, P. M., Lindsay, W. L., (Eds.), Soil Science Society of America, Madison, 17.
160. Mohtadi, A., Ghaderian, S. M., Schat, H., 2012. A comparison of lead accumulation and tolerance among heavy metal hyperaccumulating and non-hyperaccumulating metallophytes. *Plant Soil*, 352 (1-2), 267-276.
161. McBride, M., Sauvé, S., Hendershot, W., 1997. Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. *Eur. J. Soil Sci.*, 48, 337-346.
162. McGrath, S. P., 1998. Phytoextraction for soil remediation, In: *Plants that Hyperaccumulate Heavy Metals*, Brooks, R. R., (Eds.), CAB Intern., 261.
163. McGrath, S. P., Zhao, F.J., 2003. Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. *Curr. Opin. Biotech.*, 14, 277-282.
164. McKenzie, R. M., 1980. *The manganese oxides in soils. Geology and Geochemistry of Manganese*, Budapest, 259.
165. McLean, J. E., Bledsoe, B. E., 1992. Ground water issue. Behavior of metals in soils. Technology Innovation Office of Solid Waste and Emergency Response, US EPA, Washington, USA, EPA/540/S-92/018, 1-20.
166. McNear, D.H., Chaney, R.L., Sparks, D.L., 2007. The effects of soil type and chemical treatment on nickel speciation in refinery enriched soils: A multi-technique investigation. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 71, 2190-2208.
167. Nazrul-Islam, A. K. M., 1986. Effects of interaction of calcium and manganese on the growth and nutrition of *Epilobium hirsutum*. *Soil Sci. Plant. Nutr.*, 32, 161.
-

168. Nogales, R., Gallardo-Lara, F., Benitez, E., Soto, J., Hervás, D., Polo, A., 1997. Metal extractability and availability in a soil after heavy application of either nickel or lead in different forms. *Water Air Soil Pollut.*, 94, 33.
169. Novák, F., 1928. Quelques remarques relatives au probleme de la vegetation serpentiniques. Praha, Preslia, Vol. VI.
170. Norrish, K., 1975. The geochemistry and mineralogy of trace elements, In: Trace elements in Soil-Plant-Animal System, Academic Press, New York, 55.
171. Nouri, J., Lorestani, B., Yousefi, N., Khorasani, N., Hasani, A.H., Seif, F., Cheraghi, M., 2011. Phytoremediation potential of native plants grown in the vicinity of Ahangaran lead-zinc mine (Hamedan, Iran). *Environ. Earth. Sci.*, 62, 639-644.
172. Nyamangara, J., 1998. Use of sequential extraction to evaluate zinc and copper in a soil amended with sewage sludge and inorganic metal salts. *Agri. Ecosyst. Environ.*, 69, 135-141.
173. Обратов, Д., Кадовић, Р., Михајловић, Н., 1997. *Alyssum markgrafii* Shulz (Brassicaceae, Capparales) as nickel hyper-accumulator on Goc and Kopaonik serpentinites. *Proc. Develop. Forest. Wood Sci. Technol.*, II, 24-27.
174. Obratov-Petković, D., Popović, I., Belanović, S., Kadović, R., 2006. Ecobiological study of medicinal plants in some regions of Serbia. *Plant Soil Environ.*, 52(10), 459-467.
175. O'Dell, R.E.O., James, J.J., Richards, J.H., 2006. Congeneric serpentine and nonserpentine shrubs differ more in leaf Ca: Mg than in tolerance of low N, low P, or heavy metals. *Plant and Soil*, 280, 49-64.
176. Overesch, M., Rinklebe, J., Broll, G., Neue, H., 2007. Metals and arsenic in soil and corresponding vegetation at central Elba river floodplains (Germany). *Environ. Pollut.*, 145, 800-812.
177. Pavlikova, D, Pavlik, M., Staszakova, L., 2002. Glutamate kinase as a potential biomarker of heavy metal stress in plants. *Ecotox. Environ. Safe.*, 70, 233-230.
178. Павловић, З., 1950. Преглед ливада и пашњака Златибора. Зборник радова књига 2, Институт за екологију и биогеографију, књига 1, 61-65.
179. Павловић, З., 1951. Вегетација планине Златибор. Зборник радова Института за екологију и биогеографију, САН 2, Београд, 116-182.
180. Павловић, З., 1953. Прилог познавању серпентинске флоре Озрен планине код Сјенице. Гласник природњачког музеја српске земље, књига 5-6 (Б), 3-19.
181. Павловић, З., 1955а. О пашњачкој и ливадској вегетацији централног дела Копанника. Гласник природњачког музеја српске земље, књига 7 (Б), свеска 1, 47-76.
182. Павловић, З., 1955б. Прилог познавању серпентинске флоре и вегетације Озрена код Сјенице (II). Гласник природњачког музеја српске земље, књига 7 (Б), свеска 1, 1-45.
183. Павловић, З., 1962. Карактеристични елементи серпентинске флоре Србије. Гласник природњачког музеја, Београд, књига 18(Б), 3-20.
184. Павловић, З., 1964. Борове шуме на серпентинима у Србији. Гласник природњачког музеја, Београд, књига 19(Б), 25-64.
185. Павловић, З., 1974. Ливадска вегетација на серпентинској подлози брдско-планинског подручја Србије. Гласник природњачког музеја, Београд, књига 29(Б), 29-40.

186. Padmavathiamma, P.K., Li, Y.L., 2007. Phytoremediation technology: Hyperaccumulation metals in plant. *Water Air Soil Pollut.*, 184, 105-126.
187. Pandu, P., Tripathi, K., 2010. Bioaccumulation of heavy metal in soil and different plant parts of *Albizia procera* (Roxb.) seedling. *The Bioscan*, 5(2), 263-266.
188. Панчић, Ј., 1976. Флора Кнежевине Србије и додатак Флори Кнежевине Србије. Српска Академија наука и уметности, посебна издања, књига CDXCII, Одељење Природно-математичких наука књига 47, Београд.
189. Pais, I., Jones, J. B., 2000. *The Handbook of Trace Elements*. St. Luice Press, Florida.
190. Пањковић, В., 1977. Биљногеографска анализа флоре Делиблатске пешчаре. Магистарски рад, Природно-математички факултет, Нови Сад.
191. Peterson, P. J., 1971. Unusual accumulations of elements by plants and animals. *Sci.Prog.*, 59, 505.
192. Petković, B., Đelić, G., Tatić, B., Marin, P., 2001. The effect of the geological substrate on the morphology and chemical composition of plant organs of *Verbascum phoeniceum* L. (*Scrophulariaceae*). *Bocconea*, 13, 573-581.
193. Petrunina, N. S., 1974. Geochemical ecology of plants from the provinces of high trace element contents. In: *Problems of geochemical Ecology of Organisms*, Nauka, Moscow, 57.
194. Pichli-Sermolli, R., 1948. *Flora e vegetazione della serpentine e della altre ofioliti dell'atre valle del Tevere (Toscana)*. Instituto Botanico, Firenze.
195. Plaza, S., Bovet, L., 2008. Cadmium detoxication in plants: involvement of ABC transporters. In: *Trace Elements as Contaminants and Nutrients*, (Eds.), Prasad, M. N. V., Wiley, New Jersey, 449-469.
196. Pollard, A. J., Powell, K. D., Harper, F. A., Smith, A. C., 2002. The genetic basis of metal hyperaccumulation in plants. *Cri. Rev. Plant Sci.*, 21, 539-566.
197. Polec-Pawlak, K., Ruzik, R., Lipiec, E., 2007. Investigation of Pb (II) binding to pectin in *Arabidopsis thaliana*. *J. Anal., At., Spectrom.*, 22, 968-972.
198. Poschenrieder, Ch., Bech, J., Llugany, M., Pace, A., Fenés, E., Barcelo, J., 2001. Copper in plant species in a copper gradient in Catalonia (North East Spain) and their potential for phytoremediation. *Plant and Soil*, 230, 247-256.
199. Правилник о дозвољеним количинама опасних и штетних материја у земљишту и води за наводњавање и методама њиховог испитивања, Сл. гласник РС, бр. 23/94.
200. Приручник са описима и основним подацима "Станишта Србије". Резултати пројекта "Хармонизација националне номенклатуре у класификацији станишта са стандардима међународне заједнице". Институт за Ботанику и Ботаничка башта "Јевремовац", Биолошки факултет, Универзитет у Београду, Београд, 2005, 180-190.
201. Proctor, J., 1971. The plant ecology of serpentine. II Plant response to serpentine soil. *The journal of Ecology*, 59 (2), 397-411.
202. Proctor, J., 2003. Vegetation and soil and plant chemistry on ultramafic rock in the tropical far East. *Persp. Plant Ecol. Evol Syst.*, 6(1), 105-124.
203. Prasad, M. N. V., 1997. Trace elements. In: *Plant Ecophysiology*, Prasad, M. N. V., (Eds.), Wiley, J., New York, 207.
204. Prasad, M. N. V., 2003. Phytoremediation of metal-polluted ecosystems: Hype for commercialization. *Russ. Jour. Plan. Physiol.*, 50 (5), 686-700.

205. Prasad, M. N. V., Hagemeyer, J., 1999. Heavy metal stress in plant, Springer, Berlin.
206. Prasad, M. N. V., Strizalka, K., 1999. Impact of heavy metals on photosynthesis. In: Heavy Metal Stress in Plants, Prasad, M. N. V., Hagemeyer, J., (Eds.), Springer, Berlin, 117.
207. Prasad, M. N. V., Freitas, H. M. O., 2003. Metal hyperaccumulation in plants – Biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Electr. J. Biotech.*, 6(3), 285-321.
208. Proctor, J., Woodell, S. R. J., 1975. The ecology of serpentine soils. *Adv. Ecol. Res.*, 9, 255-365.
209. Protić, N., Martinović, Lj., Miličić, B., Stevanović, D., Mojasević, M., 2005. The status of soil surveys in Serbia and Montenegro. European soil bureau-Research report No. 9. In: Soil resources of Europe, Jones, R.J.A., Houšková, B., Bulloc, P., Montanarella, L., European Soil Bureau Institute for Environmenta and Sustainability, JRC Ispra.
210. Puig, S., Mira, H., Dorcey, E., 2007. Higher plants possess two different types of ATX1-like copper cheperones. *Biochem. Biophys. Res. Commun.*, 365, 385-390.
211. Ravera, O., 2001. Monitoring of the aquatic enviroment by species accumulatio of pollutans: A review. Scientific and legal aspects of biological monitoring in freshwater . *J. Limnol.*, 60 (1), 63-78.
212. Радотић, С., 1982. Морфолошко-анатомске и екофизиолошке адаптације врсте *Chrysopogon gryllus* Trin. на кречњачкој и серпентинској геолошкој подлози. Докторска дисертација. ПМФ, Универзитет у Крагујевцу.
213. Радотић, С., 1988. Анатомске адаптације врсте *Chrysopogon gryllus* Trin. на кречњачкој и серпентинској геолошкој подлози. Гласник Института за ботанику и ботаничке баште Универзитета у Београду, Том. 12, 9-16.
214. Радотић, С., Татић, Б., Вељовић, В., Михајловић Р., 1992. Садржај метала у биљкама серпентина Гоча. *Екологија*, Вол. 27(2), 47-54.
215. Raskin, I., Kumar, N., Dushenkov, S., Salt, D.E., 1994. Bioconcentration of heavy metals by plants. *Current Opinion in Biotechnology*, 5, 285-290.
216. Raskin, I., Smith, R.D., S., Salt, D.E., 1997. Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. *Current Opinion in Biotechnology*, 8, 221-226.
217. Reimann, C., de Caritat, P., 1998. *Chemical Elements in the Environment*. Springer-Verlag, Berlin.
218. Reeves, R. D., 1992. The hyperaccumulation of nickel by serpentine plants. In: Baker, A.J.M., Proctor, J., Reeves, R.D., (Eds.) *The vegetation of ultramafic (serpentine) soils*. Intercept Ltd. Andover, Hampshire, UK., 253-277.
219. Reeves, R. D., 2003. Tropical hyperaccumulators of metals and their potential for phytoextraction. *Plan and Soil*, 249, 57-65.
220. Reeves, R. D., Adiguzel, N., 2004. Rare plants and nickel accumulators from Turkish serpentine soils, with social reference to *Centaurea* species. *Turk. Jour. Bot.*, 28, 147-153.
221. Reeves, R. D., Baker, A. J. M., Borhidi, A., Berazain, R., 1996. Nickel hyperaccumulation in the serpentine flora of Cuba. *Ann. Bot.*, 83, 29-38.
222. Reeves, R. D., Baker, A. J. M., Kelepertsis, A., 1997. The distribution and biogeochemistry of some serpentine plants of Greece. In Jaffre, T., Reeves, R. D., Becquer, T. (Eds.), *Ecologie des milieus sur roches ultramafiques et sur sols metalliferes*, ORSTOM, Noumea, Documents Scientifiques et Techniques III/2, 205-207.

223. Reeves, R. D., Baker, A. J. M., 2000. Phytoremediation of toxic metals. In Raskin I, Ensley BD (Eds.) Using plants to clean up the environment. Wiley and Sons Inc, New York.
224. Reeves, R. D., Baker, A. J. M., Becquer, T., Echevarria, G., Miranda, Z. J. G., 2007. The flora and biogeochemistry of the ultramafic soils of Goiás state, Brazil. *Plant Soil*, 293, 107-119.
225. Reeves, R. D., Brooks, R. R., Dudley, T.R., 1983. Uptake of nickel by species of *Alyssum*, *Bornmuellera* and other genera of Old World Tribus *Alysseae*. *Taxon*, 32, 184-192.
226. Remon, E., Bouchardon, J. L., Faure, O., 2007. Multi-tolerance to heavy metals in *Plantago arenaria* Waldst.& Kit.: Adaptative versus constitutive characters. *Chemosphere*, 69, 203-215.
227. Rengel, Z., Romheld, V., Marschner, H., 1998. Uptake of zinc and iron by wheat genotypes differing in zinc efficiency. *J. Plant Physiol.*, 152, 433.
228. Ритер-Студничка, Х., 1963. Биљни покров на серпентинима у Босни. Годишњак Биолошког Института Универзитета у Сарајеву, год. XVI, фасц. 1-2, 91-204.
229. Ритер-Студничка, Х., 1971. О еколошко-морфолошкој варијабилности врсте *Dorycnium germanicum* (Gremli) Rouy на серпентину. *Екологија*, Вол. 6(2), 183-190.
230. Robinson, B.H., Chiarucci, A., Brooks, R.R., Petit, D., Kirkman, J.H., Gregg, P.E.H., De Dominicis, V., 1997. The nickel hyperaccumulator plant *Alyssum bertolonii* as a potential agent for phytoremediation and phytomining of nickel. *Jour. Geoche. Explor.*, 59, 75-86.
231. Robinson B. H., Green, S. R., Mills, T., 2003. Assessment of phytoremediation as best management practice for degraded environment. In: Environmental Management using Soil-plant-System, edd. L. D. Currie, R. Steward, C. W. N. Andersen, *Occup. Rep.*, 16, 39-49.
232. Ruttens, A., Colpaert, J.V., Mench, M., Boisson, J., Carleer, R., Vangronsveld, J., 2006. Phytostabilization of a metal contaminated sandy soil. II: Influence of compost and/or inorganic metal immobilizing soil amendments on metal leaching. *Environ. Pollut.*, 144, 533-539.
233. Sarma, H., 2011. Metal hyperaccumulation in plants: A review focusing on phytoremediation technology. *Jour. Environ. Scien. Techn.*, 4(2), 118-138.
234. Sawidis, Th., Metentyoglou, E., Mitrakas, M., Vasara, E., 2011. A study of Cr, Cu and Pb distributin from lognite fuels using cultivated and non-cultivated plants as biological monitors. *Water Air Soil pollut.*, 220, 339-352.
235. Szpunar, J., Lobinski, R., Prange, A., 2003. Hyphenated techniques for elemental speciation in biological systems. *Appl., Spectrosc.*, 57, 102A-112A.
236. Sigel, H., Sigel, A., 1990. Metal ions in biological systems. Marcel Dekker, Basel.
237. Sillanpää, M., Jansson, H., 1992. Status of cadmium, lead, cobalt and selenium in soils and plants of thirthy countries. *FAO Soil Bull.*, Rome, 65, 195.
238. Silveira, M.L.A., Alleoni, L.R.F., Guilherme, L.R.G., 2003. Biosolids and heavy metals in soil. *Sci. Agri.*, 60(4), 793-806.
239. Smeyers-Verbeke, J., de Graeve, M., Francois, M., de Jaegere R., Massart, D. L., 1978. Cd uptake by intact wheat plants. *Plant Cell Environ.*, 1, 291.
240. Srivastava, A K., Venkatachalam, P., Raghothama, K. G., Sahi, S. V., 2007. Indification of lead-regulated genes by suppression subtractive hybridization in the heavy metal accumulator *Sesbania drummondi*. *Planta*, 225, 1353-1365.

241. Стевановић, В., Стевановић, Б., 1985. Морфо-анатомске карактеристике врсте *Teucrium montanum* L. са различитих станишта. Гласник Института за ботанику и ботаничке баште Универзитета у Београду, Том. 19, 73-88.
242. Стевановић, В., Јовановић, С., Лакушић, Д., 1995. Диверзитет вегетације Југославије. Биолошки факултета и Еколибри, Београд.
243. Стевановић, Б., Јанковић, М., 2001. Екологија биљака са основама физиолошке екологије биљака. ННК Интернационал, Београд.
244. Stevanović, V., Tan, K., Iatrou, G., 2003. Distribution of the endemic Balkan flora on serpentine I- obligate serpentine endemics. *Plant Syst. Evol.*, 242, 149-170.
245. Стјепановић-Веселичић, Л., 1953. Вегетација Делиблатске пешчаре. Српска Академија наука, посебна издања, књига ССХVI, Институт за екологију и биогеографију, књига 4, 1-113.
246. Shallari, S., Schwartz, C., Hasko, A., Morel, J. L., 1998. Heavy metals in soils and plants of serpentine and industrial sites of Albania. *The Sci. Tot. Environ.*, 209, 133-142.
247. Shanahan, J. O., Brummer, J. E., Leininger, W. C., Paschke, M. W., 2007. Manganese and zinc toxicity thresholds for mountain and Greyer willow. *Int. J. Phytoremediat.*, 9, 437-452.
248. Shacklette, H., T., Erdman, J. A., Harms, T. F., 1978. Trace elements in plant foodstuffs. In: *Toxicity of Heavy metals in the Environments, Part I*, Oehme, F., W., (Ed), Marcel Dekker, New York, 25.
249. Sharma, M., Schat, H., van Heerwaadens, L. M., 1999. Combination toxicology of copper, zinc, and cadmium in binary mixtures: concentration dependent antagonistic, nonadditive, and synergistic effects on root in *Silene vulgaris* L. *Environ. Toxicol. Chem.*, 18, 348-353.
250. Shukla, U. C., Yadav, O. P., 1982. Effect of phosphorus and zinc on nodulation and nitrogen fixation in chickpea (*Cicer arietinum* L.). In: *Abstr. 12th Int. Soil Sci. Cong.*, New Delhi, 54.
251. Schnoor, J. L., 2000. Phytostabilisation of metals using hybrid poplar trees. In: Raskin, I., Ensley, B.D., (Eds.), *Phytoremediation of toxic metals-using plants to clean-up the environment*. New York, John Wiley and Sons, Inc., 133-150.
252. Tappero, R., Peltier, E., Gräfe, M., Heidel, K., Ginder-Vogel, M., Livi, K. J. T., Rivers, M. L., Marcus, M. A., Chaney, R. L., Sparks, D.L., 2007. Hyperaccumulator *Alyssum murale* relies on a different metal storage mechanism for cobalt than for nickel. *New Phytologist*, 175, 641-654.
253. Татић, Б., 1969. Флора и вегетација Студене планине код Краљева. Гласник Ботаничког завода и баште Универзитета у Београду, Том. 4(1-4), 27-72.
254. Татић, Б., Вељовић, В., Марковић, А., Петковић, Б., 1981. Прилог проучавању серпентинске флоре Југославије. Биосистематика, Вол. 7 (2), 123-135.
255. Tatić, B., Veljović, V., 1992. Distribution of serpentinized massive on the Balkan Peninsula and their ecology. In: Roberts BS, Proctor J (Eds.). *The ecology of areas with serpentinized rock: A world view*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht., 199-215.
256. Taylor, M. D., Percival, H. J., 2001. Cadmium in soil solutions from a transect of soils away from a fertilizer bin. *Environ. Pollut.*, 113, 35-40.
257. Temple, M., Filzmoser, P., Reinannn, A., 2006. Cluster analysis applied to regional geochemical data: problems and possibilities. *Forschungsbericht, CS-2006-5*.

258. Terry, N., Banuelos, G., 2000. Phytoremediation of contaminated soil and water. CRC Press. LLC, Boca Raton, Florida.
259. Tiffin, L. O., 1977. The form and distribution of metals in plant: an overview, in Proc. Handford Life Sciences Symp., Symposium Series, Washington, 315.
260. Tinker, P. B., 1981. Levels, distribution and chemical forms of trace elements in food plants. Philos. Trans. R. Soc. London, 294b, 41.
261. Топузовић, М., 1995. Компаративна морфолошка и кариолошка анализа биљака врсте *Rumex acetosella* L. са различитих геолошких подлога (серпентин, кречњак, силикат). Докторска теза, Природно-математички факултет, Универзитет у Крагујевцу.
262. Tsiripidis, I., Papaioannou, A., Sapounidis, V., Bergmeier, E., 2010. Approaching the serpentine factor at a local scale-a study in an ultramafic area in northern Greece. Plant Soil, 329, 35-50.
263. Tutin, T.G., Wood, D., Heywood, V.H., Burges, D.M., Moore, D.M., Valentine, D.H., Walters, S.M., Webb, D.A., 1972. Flora Europaea, Cambridge, Vol. 1, 8.
264. Tutin, T.G., Heywood, V.H., Burges, N.A., Valentine, D.H., Walters, S.M., Webb, D.A., 1964. Flora Europaea, Cambridge the University Press, Vol. 1, 10.
265. Tutin, T.G., Heywood, V.H., Burges, N.A., Valentine, D.H., Walters, S.M., Webb, D.A., 1964. Flora Europaea, Cambridge The University Press, Vol. 1, 82-89.
266. Tutin, T.G., Heywood, V.H., Burges, N.A., Valentine, D.H., Walters, S.M., Webb, D.A., 1964. Flora Europaea, Cambridge The University Press, Vol. 1, 115-204.
267. Tutin, T.G., Heywood, V.H., Burges, N.A., Valentine, D.H., Walters, S.M., Webb, D.A., 1964. Flora Europaea, Cambridge The University Press, Vol. 1, 206-242.
268. Tutin, T.G., Heywood, V.H., Burges, N.A., Valentine, D.H., Walters, S.M., Webb, D.A., 1964. Flora Europaea, Cambridge The University Press, Vol. 1, 260-346.
269. Tutin, T.G., Heywood, V.H., Burges, N.A., Valentine, D.H., Walters, S.M., Webb, D.A., 1964. Flora Europaea, Cambridge the University Press, Vol. 1, 350-364.
270. Tutin, T.G., Heywood, V.H., Burges, N.A., Moore, D.H., Valentine, D.H., Walters, S.M., Webb, D.A., 1968. Flora Europaea, Cambridge the University Press, Vol. 2, 3-80.
271. Tutin, T.G., Heywood, V.H., Burges, N.A., Moore, D.H., Valentine, D.H., Walters, S.M., Webb, D.A., 1968. Flora Europaea, Cambridge the University Press, Vol. 2, 211-226.
272. Tutin, T.G., Heywood, V.H., Burges, N.A., Moore, D.H., Valentine, D.H., Walters, S.M., Webb, D.A., 1968. Flora Europaea, Cambridge the University Press, Vol. 2, 236-237.
273. Tutin, T.G., Heywood, V.H., Burges, N.A., Moore, D.H., Valentine, D.H., Walters, S.M., Webb, D.A., 1968. Flora Europaea, Cambridge the University Press, Vol. 2, 315-375.
274. Tutin, T.G., Heywood, V.H., Burges, N.A., Moore, D.H., Valentine, D.H., Walters, S.M., Webb, D.A., 1972. Flora Europaea, Cambridge the University Press, Vol. 3, 83-122.
275. Tutin, T.G., Heywood, V.H., Burges, N.A., Moore, D.H., Valentine, D.H., Walters, S.M., Webb, D.A., 1972. Flora Europaea, Cambridge the University Press, Vol. 3, 126-192.
276. Tutin, T.G., Heywood, V.H., Burges, N.A., Moore, D.H., Valentine, D.H., Walters, S.M., Webb, D.A., 1976. Flora Europaea, Cambridge the University Press, Vol. 4, 103-410.
277. Tutin, T.G., Heywood, V.H., Burges, N.A., Moore, D.H., Valentine, D.H., Walters, S.M., Webb, D.A., 1980. Flora Europaea, Cambridge the University Press, Vol. 5, 118-267.

278. Tyler, G., Balsberg-Pahlsson, A. M., Bengtsson, G., Baath, E., Tranvik, L., 1989. Heavy metal ecology of terrestrial plants, microorganisma and invertebrates. *Water Air Soil Pollut.*, 47, 189.
279. Уредба о програму системског праћена квалитета земљишта, индикаторима за оцену ризика од деградације земљишта и методологији за израду ремедијационих програма (Сл. гласник РС, бр. 88/2010, прилог 3).
280. Faucon, M.P., Colinet, G., Mahy, G., Ngongo Luhembwe, M., Verbruggen, N, Meerts, P., 2009. Soil influence on Cu and Co uptake and plant size in the cuprophytes *Crepidiorhopalon perennis* and *C. tenuis* (Scrophulariaceae) in SC Africa. *Plant Soil*, 317, 201-212.
281. Fendorf, S., La Force, M. J., Li, G., 2004. Temporal changes in soil partitioning and bioaccessability of arsenic, chromium and lead. *J. Environ. Qual.*, 33, 2049-2055.
282. Ferrando, D. R., Woodrow, I. E., Bakkaus, E. J., Collins, R. N., Baker, A. J. M., Batianoff, G. N., 2007. Variability of Mn hyperaccumulation in the Australian rainforest tree *Gossia bidwilli* (Myrtaceae). *Plant Soil*, 293, 145-152.
283. Ferrando, D., 2010. Manganese hyperaccumulation by plants. Access: 25.01.2010: <http://www.botany.unimelb.edu.au/botany>.
284. Foy, C. D., Chaney, R., White, M. C., 1978. The physiology of metal toxicity in plants. *Annu. Rev. Physiol.*, 29, 511.
285. Foy, C. D., 1983. Plant adaptation to mineral stress problem in soil. *Iowa State J. Res.*, 57, 339.
286. Freitas, H., Prasad, M. N. V., Pratas, J., 2004. Analysis of serpentinophytes from north-east of Portugal for trace metal accumulation-relevance to the management of mine environment. *Chemosphere*, 54, 1625-1642.
287. Hall, J.L., 2002. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *Jour. Exper. Bot.*, 53(366), 1-11.
288. Hall, J.L., Williams, L., 2003. Transition metal transporters in plants. *Jour. Exper. Bot.*, 54(393), 2601-2613.
289. Hayek, A., 1933. *Prodromus Florae peninsulae Balcanicae*. Berlin-Dahlem.
290. Haydon, M. J., Cobbett, Ch. S., 2007. Transporters of ligands for essential metal ions in plants. *New Phytologist*, 174, 499-506.
291. Hedrick, J. B., 1995. The global rare-earth cycle. *J. Alloys Compds.*, 225, 609-618.
292. Hennig, A., 1972. *Mineralstoffe, Vitamine, Ergotropika*. DDR-VEB, Berlin, 412.
293. Hinsinger, Ph., Plassard, C., Jaillard, B., 2006. Rhizosphere: a new frontier for biogeochemistry. *J. Geochem., Explor.*, 88, 210-213.
294. Hodgson, J. F., Geering, H. R., Norvell, W. A., 1966. Micronutrient cation complexes in soil solution. *Soil Sci., Soc. Am. Proc.*, I, 29, 665-723.
295. Cannon, H. L., 1976. Lead in vegetation. In: *Leaf in the Environment*, Lovering, T. G., (Eds.), U. S. Geol. Surv. Prof. Pap., 957, 23.
296. Carranza-Álvarez, C., Alonso-Castro, A.J., Alfaro-De La Torre, M.C., Garcíá De La Cruz, R.F., 2008. Accumulation and Distribution of Heavy Metals in *Scirpus americanus* and *Typha latifolia* from an Atrificial Lagoon in San Luis Potosí, Mexico. *Water Air Soil Pollution*, 188, 297-309.

-
297. Cataldo, D A., Garland, T. R., Wildung, R E., 1978. Nickel in plants. *Plant Physiol.*, 62, I, 563, II, 566.
298. Cvijić, J., 1924. *Geomorfologija I i II*. Beograd.
299. Clemens, S., 2006. Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plant. *Biochimie*, 88, 1707-1719.
300. Collins, R.N., Kinsela, A.S., 2011. Pedogenic factors and measurements of the plant uptake of cobalt. *Plant Soil*, 339, 499-512.
301. Cox, R. M., Hutchinson, T. C., 1981. Environmental factors influencing the rate of spread of the grass *Deschampsia caespitosa* invading areas around the Sudbury Nickel-Copper Smelter. *Water Air Soil Pollut.*, 16, 83.
302. Chaney, R. L., 1983. Plant uptake of inorganic waste constitutes. In: Parr, J.F., Marsh, P. B., Kla, J. M, (Eds.), *Land tretment of hazardous wastes*. Park Ridge, NJ, Noy Data Corp., 50-76.
303. Chaney, R. L., Malik, M., Li, Y.M., Brown, S.L., Brewer, E.P., Angle, J.S., Baker, A.J.M., 1997. Phytoremediation of soil metals. *Curr. Opin. In Biotechn.*, 8, 279-284.
304. Chaney, R.L., Chen, K.Y., Li, Y.M., Angle, J.S., Baker, A.J.M., 2008. Effects of calcium on nickel tolerance and accumulation in *Alyssum* species and cabbage grown in nutrient solution. *Plant Soil*, 311, 131-140.
305. Walker, R. B., 1954. The ecology of serpentine soils: A symposium. II. Factors affecting plant growth on serpentine soils. *Ecology*, 35, 259-266.
306. Walker, D. J., Clemente, R., Roig, A., Bernal, M.P., 2003. The effects of soil amendments on heavy metal bioavailability in two contaminated mediteranean soils. *Environ. Pollut.*, 122, 303-312.
307. Wallace, A., Romney, E., M., Alexander, G, V., 1980. Zinc-cadmium interactions on the availability of each to bush bean plants grown in solution culture. *J., Plant Nutr.*, 2, 51.
308. Ward, J.H., 1963. Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Jour. Am. Stat. Assoc.*, 58, 236-244.
309. Watanabe, T., Osaki, M., Tadano, T., 2001. Al uptake kinetics in roots of *Melastoma malabathricum* L.- an Al accumulator plant. *Plant Soil*, 231, 283-291.
310. Wei, Sh., Zhou, Q., Wang, X., 2005. Identification of weed plants excluding the uptake of heavy metals. *Environ. Inter.*, 31, 829-834.
311. Welch, R. M., Cary, E. E., 1975. Concentration of chromium, nickel, and vanadium in plant materials. *J. Agric., Food Chem.*, 23, 479.
312. Wenzel, W. W., Jockwer, F., 1999. Accumulation of heavy metals in plants grown on mineralised soils of the Austrian Alps. *Environ. Pollut.*, 104, 145-155.
313. Wenzel, W. W., 2009. Rhizosphere processes and management in plant-assisted bioremediation (phytoremediation) of soils. *Plant Soil*, 321, 385-408.
314. Witting, R., 1993. General aspects of biomonitoring heavy metals by plants. In: *Plants as biomonitors* (Eds.), Market, B., VCH, Weinheim, 3.
315. Woolhouse, H. W., Walker, S., 1981. The physiological basis of copper toxicity and copper tolerance in higher plants. In: *Copper in Soils and Plants*, Loneragan, J. F., Robson, A. D., Graham, R., (Eds.), Academic press, New York, 235.
316. Wierzbicka, M., 1995. How lead loses its toxicity to plants. *Acta Soc. Bot. Pol.* 64, 81.
-

317. Wozny, A., 1998. Lead in plants. In: Lead in Environment-ecology and Analytical Problems, Kabata-Pendias, A., Szteka, B., (Eds.), 21, 171.
318. White, P. J., Broadley, M. R., 2003. Calcium in Plant: A review. Annals of Botany. 92, 487-511.
319. Yoon, J., Cao, X., Zhou, Q., Ma, L.Q., 2006. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. Sci. Tot. Enviro., 368, 456-464.
320. Yruela, I., 2005. Copper in plants. Braz. Plant Physiol., 17(1), 145-156.

БИОГРАФИЈА

Снежана Бранковић (девојачко Павловић) је рођена 08.01.1974. године у Крагујевцу, где је завршила основну школу “Станислав Сремчевић”, као носилац Вукове дипломе, и низа диплома за постигнуте резултате у области природних, друштвених наука и спорта. Прву крагујевачку гимназију завршава 1993. године, када се уписује на Природно-математички факултет у Крагујевцу, на студијску групу Биологија. Студије на Природно-математичком факултету је завршила 12.01.2000. године, са просечном оценом 9,00 и одбранила дипломски рад под насловом: “Утицај кадмијума и коензима Q₁₀ на неке хематолошке параметре код пацова ” са оценом 10,00.

Након завршених основних студија, школске 2001/02. године, радила је као професор биологије у основној школи “Станислав Сремчевић”, у Крагујевцу. У периоду од 2002-2003. године ради као предавач-координатор у Добротворној црквеној организацији „Човекољубље“.

Од школске 2001/02. године ради хонорарно као асистент на Институту за биологију Природно-математичког факултета у Крагујевцу, на групи ботаничких предмета. Од 01.04.2003. године је запослена као асистент-приправник на истом факултету, и држи практичну наставу из бројних предмета везаних за морфологију, систематику и екологију биљака. Октобра 2003. године уписује постдипломске Магистарске студије на групи Морфологија, систематика и филогенија виших биљака које успешно завршава 27.12.2007. године просечном оценом 10, одбранивши магистарску тезу под насловом “Метали (Fe, Mn, Cu и Pb) у неким воденим макрофитама језера Гружа, Грошница, Спомен-парк Шумарице и Бубањ ”. Докторске академске студије, модул Биологија, уписала је школске 2009/10. године у Институту за биологију и екологију Природно-математичког факултета Универзитета у Крагујевцу и испунила све обавезе предвиђене планом и програмом студија.

У Институту за биологију и екологији бави се научно-истраживачким радом у области анатомије, морфологије, систематике и екологије биљака. Истиче се у културном и друштвеном животу града. Члан је бројних научних, еколошких, спортских и невладиних организација.



УНИВЕРЗИТЕТ У КРАГУЈЕВЦУ
ПРИРОДНО-МАТЕМАТИЧКИ ФАКУЛТЕТ
ИНСТИТУТ ЗА БИОЛОГИЈУ И ЕКОЛОГИЈУ

Радоја Домановића 12, 34000 Крагујевац, Србија



КЉУЧНА ДОКУМЕНТАЦИЈА

Редни број	
Тип записа	Текстуални штампани материјал
Врста рада	Докторска дисертација
Аутор	мр Снежана Бранковић
Ментор	Проф. др Драгана Павловић-Муратспахић
Наслов рада	Утицај геолошке подлоге на садржај метала у биљкама
Језик публикације	Српски (ћирилица)
Језик извода	Српски
Земља публикавања	Србија
Година публикације	2014.
Издавач	Ауторски репринт
Место и адреса	Радоја Домановића 12, 34000 Крагујевац, Србија
Научна област (УДК)	Животна средина; Станиште биљака/Систематика биљака – 581.52/582
Научна дисциплина	Морфологија, систематика и филогенија биљака и Екологија биљака
Предметна одредница/кључне речи	Геолошка подлога, земљиште, биљке, акумулација метала, фиторемедијација
Чува се	У Универзитетској библиотеци у Крагујевцу и у Библиотеци Природно-математичког факултета у Крагујевцу, Радоја Домановића 12, 34000 Крагујевац, Србија
Важна напомена	
Извод	

Геолошка подлога и на њој настала земљишта, као скуп еколошких фактора утичу на дивергенцију биљних облика и вегетацијских јединица. Поред хемијског састава геолошке подлоге, на вегетацију која се на њој развија, значајан утицај имају физичка структура и квантитативан однос појединих елемената и њихових соли у подлози, што се нарочито лепо може видети при компарацији вегетација насталим на различитим геолошким подлогама и земљиштима, као и компаративним упоређивањем хемијског садржаја њихових представника.



УНИВЕРЗИТЕТ У КРАГУЈЕВЦУ
ПРИРОДНО-МАТЕМАТИЧКИ ФАКУЛТЕТ
ИНСТИТУТ ЗА БИОЛОГИЈУ И ЕКОЛОГИЈУ



Радоја Домановића 12, 34000 Крагујевац, Србија

Биолошки мониторинг подразумева примену живих организама као биоиндикатора промена у животној средини у простору и времену. Биљке су добри индикатори, обзиром да су прилагођене на специфична својства земљишта и геолошке подлоге својим морфофизиолошком адаптацијама, и могу да послуже за утврђивање хемијског статуса одређеног места или области.

Ова докторска дисертација се бави проблематиком утицаја геолошке подлоге и земљишта која су се формирала на одређеном типу подлоге на садржај метала у биљкама. Циљеви ове дисертације фокусирани су на питања садржаја испитиваних елемената у земљишту и биљкама које расту на различитим геолошким подлогама, као и на указивање које биљне врсте, родове и фамилије можемо користити као добре индикаторе и хиперакумулаторе присуства одређених метала, као и могућности биоремедијације земљишта оптерећених повећаним концентрацијама одређених, нарочито тешких метала, што доприноси практичној примени добијених научних резултата.

Истраживано подручје обухвата локалитете који се налазе на различитим геолошким подлогама серпентиниту, кречњаку, андезиту и песку, и то пет локалитета са серпентинском геолошком подлогом (један од локалитета је на јаловишту азбеста), и по један са кречњачком, андезитном и песком као геолошком подлогом. Настанак и формирање земљишта на овим геолошким подлогама је различито и специфично, тако да условљава појаву особене флоре и вегетације. Прикупљено је 40 различитих биљних врста у оквиру 100 узорака биљака, обзиром да су неке врсте узорковане са више од једног локалитета. Одређиване су концентрације једанаест метала (калцијум, магнезијум, гвожђе, манган, бакар, цинк, никл, олово, кадмијум, кобалт и хром) у земљишту и узорцима припремљеним од целих биљака. Садржаји испитиваних метала у земљишту варирали су у зависности од врсте метала и природе геолошке подлоге на коме је земљиште настало, а средње вредности садржаја испитиваних елемената у земљишту имале су поредак: $Mg > Fe > Ca > Ni > Mn > Cr > Co > Zn > Pb > Cu > Cd$. Серпентинска земљишта, као и земљиште настало на кречњачкој геолошкој подлози садржала су Ni и Cr изнад граничне вредности, вредности коју прописује Европска унија и максимално дозвољених концентрација прописаних за земљишта. Земљишта настала на серпентинској геолошкој подлози садрже Ni и Cr изнад ремедијационе вредности. Такође, на свим



УНИВЕРЗИТЕТ У КРАГУЈЕВЦУ
ПРИРОДНО-МАТЕМАТИЧКИ ФАКУЛТЕТ
ИНСТИТУТ ЗА БИОЛОГИЈУ И ЕКОЛОГИЈУ



Радоја Домановића 12, 34000 Крагујевац, Србија

серпентинским локалитетима, као и на кречњачком локалитету утврђене су концентрације Со и Сd у земљишту више од прописане граничне вредности, а концентрације Со су више и од његове средње вредности утврђене за земљишта широм света.

Садржај испитиваних елемената у биљкама био је променљив, и зависио је од биљне врсте, врсте метала и природе геолошке подлоге са које су биљке узорковане, а средња вредност садржаја испитиваних елемената у биљкама имала је поредак: $\text{Ca} > \text{Mg} > \text{Fe} > \text{Ni} > \text{Mn} > \text{Cr} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Co} > \text{Pb} > \text{Cd}$. Хемијска анализа и утврђивање хемијског статуса биљака једна је од метода којом се анализирају хемијска својства и промене у биосфери. Реакција биљака на хемијски стрес који узрокује дисбаланс елемената (било недостатак или сувишак елемента), не може се јасно дефинисати зато што биљке развијају током њихове еволуције, онтогенетског и филогенетског живота неколико биохемијских механизма који резултирају у адаптацији и толеранцији биљака на потпуно нову или животну средину у којој постоји хемијски дисбаланс. Биљке показују променљивост и некада специфичну способност да абсорбују елементе из земљишта, а мера усвајања елемената од стране биљака зависи од њихове појединачне способности, тако да су утврђене велике разлике у способности усвајања метала између различитих врста и генотипова биљака. Од 40 биљних врста које су биле укључене у истраживање, код 32 врсте су утврђени биолошки апсорпциони коефицијенти већи од јединице за 7 различитих елемената. Биолошки апсорпциони коефицијент већи од јединице за Cu показале су 22 биљне врсте; 21 врста за Zn; 7 за Ni; 5 за Mn; 2 за Cr и по једна за Pb и Mg. Врсте *Alyssum markgrafii* и *Alyssum murale* су хиперакумулатори Ni (на серпентинском локалитету село Каменица врста *Alyssum murale* је акумулирала скоро 4 пута више Ni, а ендемична хиперакумулаторска врста *Alyssum markgrafii* на серпентинском локалитету Камењар је акумулирала 3 пута више Ni од референтне хиперакумулаторске вредности).

Истраживања ове дисертације су покушала са разјасне питања утицаја геолошке подлоге на садржај неких елемената у биљкама, улогу и значај биљака у њиховој акумулацији, као и да сугерише које су биљне врсте добри индикатори, хиперакумулатори и тест врсте које се могу користити у биоремедијацији, све у циљу праћења, заштите и рестаурације проучаваних екосистема.



УНИВЕРЗИТЕТ У КРАГУЈЕВЦУ
ПРИРОДНО-МАТЕМАТИЧКИ ФАКУЛТЕТ
ИНСТИТУТ ЗА БИОЛОГИЈУ И ЕКОЛОГИЈУ

Радоја Домановића 12, 34000 Крагујевац, Србија



Датум прихватања теме од стране ННВ	21.03.2012.
Датум одбране	
Чланови комисије	Проф. др Драгана Павловић-Муратспахић Проф. др Боривој Крстић Проф. др Марина Топузовић



УНИВЕРЗИТЕТ У КРАГУЈЕВЦУ
ПРИРОДНО-МАТЕМАТИЧКИ ФАКУЛТЕТ
ИНСТИТУТ ЗА БИОЛОГИЈУ И ЕКОЛОГИЈУ

Радоја Домановића 12, 34000 Крагујевац, Србија



KEY WORDS DOKUMENTATION

Accession number	
Type of record	Textual material, printed
Contents code	PhD Thesis
Author	Snežana Branković
Mentor	Prof. PhD Dragana Pavlović-Muratspahić
Title	The impact of geological substrate on the metal content in plants
Language of text	Serbian
Language of abstract	Serbian/English
Country of publication	Serbia
Publication year	2014.
Publisher	Copyright reprint
Publisher place	34000 Kragujevac, Serbia, Radoja Domanovića 12
Scientific field	The environment; The habitat of plants/Systematics of plants
Scientific discipline	Morphology, systematics and phylogeny of plants and Ecology of plants
Key words	Geological substrate, soil, plants, accumulation of metals, phytoremediation
Holding data	Library of University of Kragujevac, Library of Faculty of Science, Kragujevac 34000 Kragujevac, Serbia, Radoja Domanovića 12
Note	

Abstract

Geological background and lands that it generated, as a set of environmental factors affect the divergence of plant forms and vegetation units. In addition to the chemical composition of the geological substrate, physical structures and quantitative relationship of individual elements and their salts in the substrate have a significant impact on vegetations that develop on that substrate, which is particularly well be seen when comparing the vegetation generated on different bedrocks and soils, as well as by comparative comparison of the chemical content of their representatives. Biological monitoring involves the use of living organisms as bio-indicators of environmental change, in space and time. Plants are good indicators, as they are adapted to the specific



УНИВЕРЗИТЕТ У КРАГУЈЕВЦУ
ПРИРОДНО-МАТЕМАТИЧКИ ФАКУЛТЕТ
ИНСТИТУТ ЗА БИОЛОГИЈУ И ЕКОЛОГИЈУ

Радоја Домановића 12, 34000 Крагујевац, Србија



characteristics of soil and geological substrate by their morpho-physiological adaptations, and can be used to determine the chemical status of a particular place or region.

This dissertation deals with issues of the impact of geological substrates and soils, which are formed on a specific type of substrate to the metal content in plants. The aims of this dissertation focused on the question of the content of analyzed elements in soil and plants that grow on different geological substrates, as well as to highlight which plant species, genera and families can be used as good indicators and hyperaccumulators of the presence of certain metals, as well as the possibility of bioremediation of land burdened by increased concentrations of certain, particularly heavy metals, which contributes to the practical application of the scientific results obtained.

The studied area includes sites that are located on different geological substrates, serpentinite, limestone, andesite and sand, where five sites was with serpentinite geological substrate (one of the sites is on the asbestos tailings), and other ones with limestone (1), andesite (1) and sand (1) as the geological background. The genesis and soil formation on these geological substrates is different and specific, so that it leads to appearance of distinctive flora and vegetation. It was collected 40 different plant species in the scope of 100 samples of plants, with the respect that some species were sampled on more than one site. The concentrations of eleven metals (calcium, magnesium, iron, manganese, copper, zinc, nickel, lead, cadmium, cobalt and chromium) in the soil samples and samples prepared from whole plants were determined. In the soil, concentrations of metals analyzed varied depending on the type of metal and the nature of the geological substrate on which that soil is formed, and the mean values of element content in the soil had the next order: $Mg > Fe > Ca > Ni > Mn > Cr > Co > Zn > Pb > Cu > Cd$. Serpentine soils, as well as the soil developed on limestone bedrock contained Ni and Cr above the limit value, the value set by the European Community, and the maximum allowed levels prescribed for the land. Soils formed on serpentinite substrate contain Ni and Cr above remediation value. Also, at all serpentinite sites, as well as at limestone location, the concentrations of Co and Cd in the soil were more than the prescribed limits, and Co concentrations were higher than its mean value determined for the land around the World.

Content of elements investigated in plants was variable and depended on the plant species,



УНИВЕРЗИТЕТ У КРАГУЈЕВЦУ
ПРИРОДНО-МАТЕМАТИЧКИ ФАКУЛТЕТ
ИНСТИТУТ ЗА БИОЛОГИЈУ И ЕКОЛОГИЈУ

Радоја Домановића 12, 34000 Крагујевац, Србија



type of metal and the nature of the geological substrate from which plants were sampled, and the mean value of the element content in plants had the order: $Ca > Mg > Fe > Ni > Mn > Cr > Zn > Cu > Co > Pb > Cd$. Chemical analysis and determination of the chemical status of plants is one of the methods used to analyze the chemical properties and changes in the biosphere. The reaction of plants on the chemical stress, which imbalance of elements causes (either deficiency or excess of elements) can not be clearly defined because the plants develop several biochemical mechanisms during their evolution, ontogenetic and phylogenetic lives that result in adaptation and tolerance of plants to a whole new environment or environment where a chemical imbalance exists. Plants show variability and sometimes specific ability to absorb elements from the soil, and measure of that adoption of the elements depends on their individual ability, so the great differences in the ability of metal assimilation among different species and genotypes of plants were determined. Of the 40 plant species that were included in the study, at 32 species biological absorption coefficient were greater than one for 7 different elements. Biological absorption coefficient greater than one for Cu 22 species showed; 21 species for Zn, 7 for Ni, 5 for Mn, 2 for Cr and one for Pb and Mg, too. Species *Alyssum markgrafii* and *Alyssum murale* are hyperaccumulators of Ni (at the serpentine locality Kamenica village species *Alyssum murale* accumulated Ni nearly 4 times more, and endemic hyperaccumulator species *Alyssum markgrafii* on the serpentine locality accumulated Ni 3 times more than the reference hyperaccumulator value).

The researches included in this dissertation attempted to clarify the influence of geologic substrate on the content of some elements in plants, the role and importance of plants in their accumulation, as well as to recommend the plants, which are good indicators, hyperaccumulators and test species that can be used in bioremediation for the purpose of monitoring, protection and restoration of ecosystems examined.



УНИВЕРЗИТЕТ У КРАГУЈЕВЦУ
ПРИРОДНО-МАТЕМАТИЧКИ ФАКУЛТЕТ
ИНСТИТУТ ЗА БИОЛОГИЈУ И ЕКОЛОГИЈУ

Радоја Домановића 12, 34000 Крагујевац, Србија



Accepted by Scientific Board on	21.03.2012.
Defended on	
Commission	Prof. PhD Dragana Pavlović-Muratspahić Prof. PhD Borivoj Krstić Prof. PhD Marina Topuzović