

УНИВЕРЗИТЕТ У БЕОГРАДУ
ШУМАРСКИ ФАКУЛТЕТ

Дарко И. Јарамаз

Утицај антропогеног загађења
на деградацију земљишта
шире околине града Бора
докторска дисертација

Београд, 2018

UNIVERSITY OF BELGRADE

Faculty of Forestry

Darko I. Jaramaz

**The impact of anthropogenic pollution on soil
degradation at wide area of Bor City**

Doctoral Dissertation

Belgrade, 2018

Подаци о ментору и члановима комисије

Ментор:

- др, Снежана Белановић Симић, редовни професор,
Универзитет у Београду - Шумарски факултет

Чланови комисије:

- др, Милан Кнежевић, редовни професор,
Универзитет у Београду - Шумарски факултет
- др, Ратко Ристић, редовни професор,
Универзитет у Београду - Шумарски факултет
- др, Весна Мрвић, виши научни сарадник,
Институт за земљиште у Београду
- др, Драган Чакмак, виши научни сарадник,
Институт за биолошка истраживања „Синиша Станковић“ у Београду

Датум одбране:

Захвалност

Користим ову прилику да се захвалим свим људима који су дали допринос приликом израде ове докторске дисертације.

Посебну захвалност дугујем ментору др Снежани Белановић Симић, као и свим члановима комисије др Милану Кнежевићу, др Ратку Ристићу, др Весни Мрвић и др Драгану Чакмаку, на издвојеном времену и свеобухватној помоћи.

Захваљујем се свим колегама у Институту за земљиште који су допринели изради ове докторске дисертације, као и др Вељку Перовићу на стручним саветима.

Највећу захвалност дугујем својој породици због љубави коју су ми дали.

Дарко

Утицај антропогеног загађења на деградацију земљишта шире околине града Бора

Резиме:

Земљиште као основни природни ресурс има важну еколошку и производну функцију. Бројни природни и антропогени утицаји доводе до промене равнотеже процеса у земљишту и до његове деградације, а самим тим и до смањење продуктивности услед погоршања физичких, хемијских и биолошких особина земљишта. Од свих хемијских загађивача, тешки метали се сматрају супстанцама које имају посебан еколошки, биолошки и здравствени значај, а њихови извори могу бити природног и антропогеног порекла. Физички, хемијски и биолошки процеси у земљишту ће одредити специјацију, мобилност као и биорасположивост микроелемената. Ерозиони процеси су најчешћи узрок који доводи до физичке деградације земљишта, и подразумева спирање и подривање земљишта (а понекад и матичне стене) под утицајем површинског отицања воде, док еродибилност земљишта представља отпорност земљишта према наведеним ерозионим процесима. Испитивано подручје обухвата области под називом: Тилва Њагра, Чока Купјатра и Чока Куруга, које чине комплекс од 152.91 км², налазе се 10 км северозападно од Бора. У подручјима где је заступљена интензивна експлоатација руда као што је подручје града Бора од посебног значаја је проучавање и праћење деградације земљишта због очување његових функција, посебно ако се узму у обзир измерене повишене годишње концентрације појединих тешких метала у ваздуху, као и ружа ветрова која се простире према истраживаном подручју.

Одређивање вредности нултог стања земљишта (енгл. background) је неопходна мера приликом процене загађености земљишта у оквиру истраживаног подручја, обзиром да не можемо проценити антропогени утицај због чињенице да геолошки супстрат у свом саставу већ има одређену количину микроелемената.

Степен загађења дефинише се одређеним референтним факторима, као што су индекси за процену степена загађености земљишта, чијом употребом можемо утврдити геопросторну дистрибуцију и интензитет загађења.

Дефинисан је концептуални модел за приказивање укупне деградације земљишта као и међусобних утицаја физичких, хемијских и других фактора.

Кључне речи: деградација земљишта, атропогено загађење, нулто стање земљишта, индекси за процену степена загађености земљишта, еродибилност земљишта, географски информациони системи

Научна област: Биотехничке науке

Ужа научна област: Ерозија и конзервација земљишта и вода

УДК број:

The impact of anthropogenic pollution on soil degradation at wide area of Bor City

Resume:

The soil as a basic natural resource has the main ecological and production function. Numerous natural and anthropogenic effects lead to a change in the balance of the soil process and its degradation, and consequently to a decrease in productivity due to the deterioration of the physical, chemical, and biological soil properties. Of all chemical contaminants, the harmful microelements are considered as substances that have special ecological, biological and health significance, and they can have the natural or anthropogenic origin. Physical, chemical and biological processes in the soil will determine the speciation, mobility and ultimately the bioavailability of microelements. Erosion processes are the most common cause leading to physical soil degradation and involve the erosion and undermining of the soil (and sometimes also the base rock) under the influence of surface swelling caused by water, while the soil erosion is the soil resistance according to the mentioned erosion processes.

The Tilva Njagra, Coka Kupjatra and Coka Kurugu research area has 152.91 km², and it is located 10 km northwest of the Bor City. In areas with the intensive exploitation of ores, such as the area of the Bor City, the study and monitoring of soil degradation is of particular importance, especially taking into account the excessive measured annual concentrations of certain harmful microelements in the air, as well as the wind rose which is it extends towards the research area.

Determining of soil background is a necessary measure when assessing soil contamination within the research area since we can not estimate the anthropogenic impact due to the fact that the geological substance in its composition already has a certain amount of harmful microelements.

The degree of pollution is defined by certain reference factors, such as the soil pollution indexes for estimating the degree of contamination, which can determine the pollution geospatial distribution and their intensity.

A conceptual model has been defined for total soil degradation based on interactions between physical, chemical and other influences.

Key words: soil degradation, anthropogenic pollution, soil background, indices for assessing the degree of soil contamination, soil erodibility, geographic information systems

Scientific field: Biotechnical sciences

Narrow scientific field: Erosion and conservation of soil and water

UDC number:

САДРЖАЈ	стр.
1. Увод	1
1.1. Предмет докторске дисертације	3
1.2. Научни циљеви истраживања	5
1.3. Основне хипотезе	7
2. Преглед досадашњих истраживања	8
2.1. Извори загађења земљишта	8
2.1.1. Геолошко загађење земљишта	9
2.1.2. Антропогено загађење	10
2.2. Облици деградације земљишта	11
2.2.1. Хемијска деградација земљишта	11
2.2.1.1. Утицај хемијске деградације земљишта на еродибилност	17
2.2.1.2. Утицај начина коришћења на деградацију земљишта	18
3. Истраживано подручје	19
3.1. Физичко-географске карактеристике	19
3.2. Климатске карактеристике	20
3.2.1. Утицај доминатних ветрова	21
3.2.2. Квалитет ваздуха	22
3.3. Геолошке карактеристике	22
3.4. Педолошке карактеристике	26
3.5. Вегетацијске карактеристике	27
4. Материјал и метод рада	29
4.1. Методе проучавања земљишта	30
4.1.1. Теренска истраживања	30
4.1.2. Лабораторијска истраживања	30
4.2. Методе проучавања начина коришћења даљинском детекцијом ...	31
4.3. Математичке и статистичке методе	32
4.3.1. Методе одређивања нултог стања земљишта	32

4.3.2. Фактор еродибилности земљишта	34
4.3.3. Методе одређивања индекса загађења	35
4.3.4. Методе PCA и MLR	39
4.3.4.1. Провера веродостојности сета података	39
4.3.4.2. Кореалација варијабли	40
4.3.4.3. Вредност компоненти	41
4.3.4.4. Кореалација варијабли и компоненти	41
4.3.4.5. Интерпретација зависности варијабли и компоненти методом вишеструке регресије (MLR)	41
4.4. Геостатистичке методе	42
4.4.1. Интерполација	43
4.5. Метода аналитичког хијерахијског процеса (АХП)	44
5. Резултати и дискусија	45
5.1. Морфолошке карактеристике земљишта	45
5.2. Основне физичке и хемијске карактеристике земљишта	50
5.2.1. Механички састав земљишта	50
5.2.2. Хемијске карактеристике земљишта	53
5.3. Садржаји тешких метала у земљишту	59
5.3.1. Укупни садржаји тешких метала	59
5.3.2. Геопросторна дистрибуција укупних садржаја тешких метала	63
5.3.3. Анализа порекла тешких метала у земљишту применом PCA и MLR методе	79
5.3.3.1. Провера веродостојности сета података	79
5.3.3.2. Кореалација варијабли	81
5.3.3.3. Вредност компоненти	82
5.3.3.4. Кореалација варијабли и компоненти	83
5.3.3.5. Интерпретација зависности варијабли и компоненти методом вишеструке регресије (MLR)	87
5.4. Анализа нултог стања земљишта	89

5.4.1. Рачунске методе	89
5.4.2. Графичке методе	92
5.5. Индекси загађења земљишта	99
5.5.1. Индекс загађења	99
5.5.2. Фактор обогаћења	107
5.5.3. Индекс еколошког ризика	115
5.5.4. Индекс укупног еколошког ризика	123
5.6. Фактор еродибилности земљишта	125
5.7. Начин коришћења земљишта	127
5.8. Анализа укупне деградације земљишта	129
5.8.1. Концептуални модел процене укупне деградације земљишта	129
5.8.1.1. Еродибилност земљишта	130
5.8.1.2. Индекс укупног еколошког ризика	132
5.8.1.3. Киселост земљишта	134
5.8.1.4. Начин коришћења земљишта	136
5.8.2. Геопросторна дистрибуција зона деградације земљишта	137
6. Закључна разматрања и правци будућих истраживања	140
7. Литература	146
8. Индекс термина	164

„Своје професионалне и друштвене активности усмераваћемо ка одрживом коришћењу земљишта и залагаћемо се за:

- Дугорочну стратегију и плански приступ у циљу очувања квантитета и квалитета земљишта, уз хармонизацију свих његових еколошких, економских и социјалних улога;*
- Интегрисану заштиту земљишта у институционалним оквирима, кроз хоризонтална и вертикално повезивање свих учесника који проучавају, управљају земљиштем и користе земљиште;*
- Примену научних открића и технолошких досигнућа која доприносе: очувању квалитета земљишта, заштити земљишта од свих видова његове деградације, очувању биодиверзитета, смањењу ерозије земљишта, очувању органске материје у земљишту, ограничавању заузимања плодног земљишта, јачању капацитета за адаптацију на климатске промене и друге екстремне климатске услове и непогода;*
- Успостављање мониторинга земљишта и рецовног праћења индикатора квалитета земљишта;*
- Примену свих расположивих превентивних мера које ће спречити загађење и деградацију земљишта природним или антропогеним процесима, као и примену мера за санацију, ремедијацију и рекултивацију деградираних земљишних површина.“*

Декларација о земљишту

Српско друштво за проучавање земљишта (2015)

1. УВОД

Земљиште, основни природни ресурс, у терестричним екосистемима има важну еколошку и производну функцију. Значајан је за различите људске делатности, и као такав се дефинише са различитих аспеката. Имајући у виду хуману перспективу, земљиште карактеришу четири опште, узајамно повезане, групе функција: еколошка регулација, продукција и коришћење, станиште и животни простор и културно наслеђе. Одрживо управљање земљишним простором, подразумева систем технологија и/или планирање интеграције еколошких са социо - економским и политичким принципима у управљању земљишним простором за пољопривреду, шумарство и друге намене, подједнако за садашње и будуће генерације (Кадовић, 1999). Земљиште се најчешће дефинише као "тродимензионално природно - историјско тело, површински растресито слој

земљине коре настао заједничким утицајем елемената атмосфере, биосфере и хидросфере на површински слој литосфере, који је стекао ново квалитативно својство - плодност, по којем се оно разликује од мртвих стена у осталим деловима литосфере" (Кнежевић и Кошанин, 2007). Такође, земљиште се најчешће приказује као средство производње у пољопривреди и шумарству, а његова плодност дефинисана је могућношћу снабдевања биљака хранљивим материјама. Међутим, током времена у науци о земљишту, као и у политици одрживог развоја, земљиште добија значајну улогу у животној средини. Од почетка Индустријске револуције (крај 18-ог века) до данас, настале су промене које су драматично измениле лице Земље, тако да се тешко може наћи било који део на планети који није промењен под утицајем људских активности (Белановић Симић, 2017). Еколошко пустошење интензивирало се услед економског раста насталог као последица нарастајуће популације а са њом потрошачког стила живота и еколошки деструктивне технологије (DesJardins, 2013). Основни фокус проучавања земљишта од 90-тих година прошлог века је на интеракцији између земљишта и осталих компоненти екосистема, пре свега, за унапређење услуга екосистема (Feller et al., 2010). Концепција Миленијумске екосистемске процене (2005), постављена је тако да се земљиште сагледава из угла његове функције унутар екосистема. Европска Комисија је развила „Тематску стратегију за земљишта“, која настоји да заштита земљишта заузме значајно место у свим инструментима заштите животне средине ЕУ (COM (2006)232, COM (2006)231). У светској литератури наводи се да је светска криза, уствари, резултат оптерећености необновљивих природних ресурса (земљиште, фосилна горива, и др.), климатских промена и нефункционалности глобалног економског система односно, криза у свету је последица еколошке кризе. Еколошка криза је, како наводи Кадовић (2014), знак да је равнотежа између живота и његовог окружења у процесу озбиљне деградације, на коју је једини могући одговор пут стабилности заснован на очувању природе и рехабилитацији деградираних и разорених система.

Бројни природни и антропогени чиниоци доводе до промене равнотеже појединих фактора педогенезе, и на тај начин се може повећати или смањити

природна отпорност према различитим видовима деградације, односно оштећења земљишта (Кадовић, 1999). Деградирано земљиште је оно земљиште које је изгубило природну или потенцијалну продуктивност услед природних и антропогених фактора (Lal, 1997). Под деградацијом земљишта подразумева се смањење продуктивности земљишта услед погоршања његових физичких, хемијских и биолошких особина. Процеси деградације обухватају механизме који покрећу деградационе трендове, и обухватају физичке, хемијске и биолошке процесе (Кадовић, 1999), који воде деградацији земљишта и деградацији земљишног простора.

Друштво у многим делатностима користи информације о простору, и са његовим развојем упоредо су развијани и начини систематизације информација ради што ефикаснијег коришћења истих. Жеља да се компјутери употребе у наведеним поступцима, била је у средишту интересовања двадесетог века, као ефекат револуције у многим научним дисциплинама и убрзаног технолошког развоја. Као последица наведених догађаја, настали су Географски информациони системи (ГИС) који омогућавају међусобну визуализацију и просторну анализу више просторно оријентисаних објеката (фактора) у дигиталној форми, што их чини драгоценим алатом за проучавање земљишта. ГИС има неизоставну просторну компоненту а самим тим и могућност анализе и интеракције свих просторно оријентисаних информација у оквиру истраживаног подручја.

1.1 Предмет докторске дисертације

Земљиште као најзначајнији „условно обновљив“ природни ресурс карактеришу продуктивност, обновљивост и мултифункционалност. Земљиште се карактерише мултифункционалношћу јер је основни медијум за продукцију биомасе, интегратор и трансформатор других природних фактора, филтер и медијум за детоксикацију, станиште и др. (Várallyay, 2011). Функције земљишта се према Нанпат и Воег-у (2002) деле на: природне, културне и функције коришћења земљишта. Основне природне функције земљишта су: земљиште као основа живота и животни простор за људе, животиње, биљке и микроорганизме, земљиште је

фундаментални елемент природе и предела; земљиште је важан фактор у успостављању еколошке равнотеже, нарочито са кружењем воде и хранљивих материја; земљиште је филтер, пуфер и трансформатор између атмосфере, биљног покривача и подземних вода, штитећи животну средину и нарочито људе преко ланца исхране и резерви подземних вода; земљиште се користи у пољопривреди и шумарстви за производњу биомасе.

Загађивање животне средине, нарочито хемијским материјама (супстанцама), један је од најзначајнијих фактора деградације појединих компоненти екосистема или екосистема у целини. У Стратегији заштите земљишта ЕК (2006), заштита земљишта од загађивача и ерозије су најважнији циљеви.

Од свих хемијских загађивача, тешки метали се разматрају као супстанце које имају посебан еколошки, биолошки и здравствени значај. Тешки метали у земљишту су геохемијског и антропогеног порекла (Adriano, 2001). Земљиште има ограничен капацитет ретенције загађујућих материја, што пре свега зависи од природних функција земљишта и то кружења материја и филтерске, пуферске и трансформаторске функције. Посебно је значајно испитати природни садржај (енгл. background) метала у земљишту, као и тумачења у законским нормативима граничних вредности садржаја метала. Растворљивост елемената и хемијске реакције утичу на хемијски састав и концентрацију изменљивих катјона и њихов садржај у земљишном раствору. Хемијски састав адсорбованих и/или растворених изменљивих катјона утиче не само на хемијска већ и на физичка својства земљишта.

Еродибилност земљишта представља отпорност земљишта према спољним утицајима, односно степен његове угрожености ерозионим процесима (Morgan, 2005; Костадинов, 2008). Lal (1999) истиче да стање адсорптивног комплекса утиче на понашање глиненних честица (дисперзија или флокулација), што утиче на стабилност структурних агрегата, формирање покорице на површини земљишта, на инфилтрацију и потом процесе ерозије. Садржај органских и хемијских материја у земљишту је значајан због њиховог утицаја на стабилност агрегата. Земљишта са мање од 2% органског угљеника могу се сматрати еродибилним (Evans, 1980). Voroney и сарадници (1981), тврде да се еродибилност земљишта смањује линеарно

са повећањем садржаја органске материје у распону од 0-10%. Овај се однос не може екстраполовати, зато што су нека земљишта са високим садржајем органске материје, нарочито тресет, веома еродибилна и у односу на воду и ветар, а такође, нека земљишта са врло ниским садржајем органских материја постају веома збијена и на тај начин отпорнија у сувим условима.

Предмет истраживања је утврђивање особина земљишта и садржаја тешких метала (Cd, Cu, Pb и Zn) шире околине града Бора, као и утврђивање антропогеног и штетног утицаја тешких метала путем одређивања background концентрација, различитих индекса загађења и примена статистичких метода.

1.2. Научни циљеви истраживања

Деградација земљишта представља озбиљан проблем широм Европе, а што за резултат има губитак земљишне плодности, губитке угљеника и биодиверзитета, нижи водни ретенциони капацитет, поремећај у циклусу кружења гасова и нутријената (COM (2006)231). Према UNEP-у (1992, цит Воуа, 1997), чак 23% европских земљишта су физички, хемијски или биолошки деградирана.

Наша зависност од земљишта, условљава и потребу за даљим проучавањима разноврсности и динамичких промена овог ресурса, која доносе нова сазнања и боље разумевање утицаја бројних процеса, било локалног или глобалног карактера. Нови приступи у проучавањима овог ресурса, неопходни су због потребе да се земљиште сагледа у контексту процеса загађивања, климатских промена, емисије гасова са “ефектом стаклене баште“ и везивања угљеника. Интерес да се очува биодиверзитет, такође, побуђује све већу пажњу за стицање нових сазнања о земљишту.

У подручјима где је заступљена интензивна експлоатација руда као што је подручје града Бора и његова шира околина, од посебног значаја је проучавање и праћење деградације земљишта због очувања његових функција. У зависности од процене еколошког ризика могу се издвојити земљишта за поједине начине коришћења. Претходна истраживања Института за земљиште у Београду на подручју града Бора су показала веома висок садржај Cu и Pb (који на одређеним

локалитетима превазилази вредности од 1500 mg/kg, односно 1000 mg/kg у површинском хоризонту), као и повишен садржај Zn и Cd (који на одређеним локалитетима превазилази вредности од 600 mg/kg, односно 9 mg/kg у површинском хоризонту), посебно на Црном врху и околини, који су на правцу дувања доминантних ветрова овог подручја (Сербула и сар., 2012; Сербула и сар., 2014). У органском слоју земљишта у шумским екосистемима на подручју Црног Врха код Бора измерено је 725 - 1454,56 mg/kg Cu, док је просечна вредност у слоју 0-5 cm 216 mg/kg Cu. Кадовић и Кнежевић (2002) у ранијим истраживањима на овом локалитету су измерили у шумским екосистемима високе концентрације олова (у органском слоју 634 mg/kg) и кадмијума (у органском слоју 3,9 mg/kg). Такође, у лишћу букве на подручју Црног Врха код Бора садржаји бакра и кадмијума су знатно веће у односу на просечне вредности у лишћу европских шума букве (Кадовић и Кнежевић, 2002).

Еродибилност је дефинисана као отпорност земљишта на одвајање (откидање) и даљи транспорт честица, а варира у зависности од текстуре, стабилности структурних агрегата, инфилтрационог капацитета, силе смицања, садржаја и порекла органске материје, као и хемијског састава земљишта (Кадовић, 1999; Костадинов, 2008). Еродибилност земљишта је индиректно у вези са рН вредношћу земљишног раствора, односно са растворљивошћу и капацитетом ретенције одређених елемената у адсорптивном комплексу, као и са садржајем фракције глине и органске материје, што је многим студијама раније објашњено. Екстремна ацидификација земљишта, услед загађивања, за последицу има нарушавање структуре земљишта (Jankauskas et Fullen, 2009).

Потреба за проучавањима утицаја антропогеног загађења на деградацију земљишта у Републици Србији неопходна је на подручју шире околине града Бора где стратегија одрживог коришћења мора узети у обзир да хемијска и физичка деградација земљишта утичу на све компоненте екосистема.

Истраживање има следеће циљеве:

- Утврдити степен загађења тешким металима у односу на удаљеност од РТБ Бор, као и дистрибуцију тешких метала у односу на висински градијент.
- Утврдити однос природних концентрација и утицај антропогеног загађења тешким металима за поједине типове земљишта.
- Анализа утицаја хемијске деградације на процесе физичке деградације (еродибилност).
- Анализа утицаја садржаја тешких метала у земљишту на еколошки ризик за екосистем.

Истраживања имају за циљ да се утврди: утицај рецентног стања земљишта на шумске екосистеме и агроекосистеме, при чему је акценат на проучавању укупног садржаја Cu, Pb, Zn и Cd у односу на законске нормативе, природне концентрације и антропогеног загађење изучаваних елемената. Такође и да утврди појединачни и укупни утицај елемената на наведене екосистеме, еродибилност земљишта и његову корелацију са хемијским облицима деградације, као и одговарајућу синтезу и интерпретацију добијених резултата.

1.3. Основне хипотезе

Постављене су следеће четири хипотезе:

- Активности РТБ Бор имају негативан утицај на садржај тешких метала у земљишту.
- Садржај тешких метала у земљишту опада са дубином у профилу.
- Дистрибуција тешких метала у земљишту зависи од типа земљишта, хемијских својстава земљишта, као и од садржаја тешких метала у земљишту.
- Степен еколошког ризика зависи од токсичности елемената и од удаљености проучаваног подручја у односу на извор загађења.

2. ПРЕГЛЕД ДОСАДАШЊИХ ИСТРАЖИВАЊА

2.1. Извори загађења земљишта

Извори загађења земљишта тешким металима могу бити природног (распадање матичног супстрата) и антропогеног порекла (атмосферско таложење продуката сагоревања фосилних горива и процеса у металургији и другим гранама индустрије, примена и одлагање отпада, коришћење минералних ђубрива, и др.).

Физички, хемијски и биолошки процеси у земљишту одређују специјацију, мобилност и на крају биорасположивост микроелемената. Временска скала у оквиру које се различити процеси одигравају у земљишту може да варира од неколико секунди до неколико векова, или више.

Adriano је у оквиру својих истраживања (2001) навео природне и антропогене изворе за микроелементе, као и њихове уобичајне облике у отпаду (табела бр. 1).

Табела бр. 1 - Извори микроелемената (Adriano, 2001)

Елемент	Природни извори	Антропогени извори	Уобичајни облици у отпаду
Cd	Цинков карбонат и сулфидне руде, бакар, карбонат и сулфид.	Рударство и топљење руде, обрада метала, индустрија пластике, микроелектроника, производња батерија, одлагалишта, фосфатна ђубрива, канализацијски муљ, одлагалишта метала.	Cd^{2+} јони, Cd халиди и оксиди, Cd-CN спојеви, $Cd(OH)_2$ талог.
Cu	Слободни метал (Cu^0), бакар сулфид (CuS_2), халкопирит ($CuFeS_2$).	Рударство и топљење руда, обрада метала, микроелектроника, обрада дрвета, одлагалишта, пирометалургија, пестициди.	Cu метал, Cu оксид, Cu хумински спојеви, легуре, Cu^{2+} јони.
Pb	Галенит (PbS)	Рударство и топљење руда, метална индустрија, рафинерије, индустрија боја, саобраћај, водовод, производња батерија, канализацијски муљ, смеће.	Pb метал, Pb оксиди и карбонати, Pb металоксианонски спојеви.
Zn	Сфалерит (ZnS), вилемит ($ZnSiO_4$), каламин ($ZnCO_3$).	Рударство и топљење руде, обрада метала, текстил, микроелектроника, одлагалишта, пирометалургија, канализацијски муљ, пестициди.	Zn метал, Zn^{2+} јони, Zn оксиди и карбонати, легуре.

2.1.1. Геолошко загађење земљишта

Одређивање вредности нултог стања земљишта (енгл. background) је неопходна мера приликом процене загађености земљишта, обзиром да се не може проценити антропогени утицај због чињенице да геолошки супстрат у свом саставу већ има одређену количину микроелемената. Приликом формирања земљишног покривача примарну улогу је имао геолошки супстрат, који у себи садржи различите концентрације токсичних микроелемената, што је резултирало и њиховим различитим садржајима у самим формираним земљиштима. Позната је чињеница да су елементи који потичу из геолошког супстрата мање доступни од оних који су настали антропогено, тако да се прави утицај загађења на екосистем неког подручја може утврдити тек након израчунавања нултог стања земљишта.

Република Србија има усвојен стандард за одређивање нултог стања земљишта SRPS EN ISO 19258:2013 „Квалитет земљишта – Смернице за одређивање нултог стања“, који је настао на оквиру европског стандарда EN ISO 19258:2011 „Soil quality - Guidance on the determination of background values“ прихваћеног у целисти. Стандард наводи да се приликом обраде и презентације података могу користити различите статистичке методе за израчунавање и приказ background вредности (нпр. boxplot, кумулативна крива, и др.), али саветује да за успешну статистичку анализу треба користити скуп података који има више од 30 узорака. У наведеном стандарду се такође саветује да се приликом узорковања, којим се даљим анализама жели утврдити нулто стања тешких метала у земљишту, узимају узорци из доњег хоризонта јер су под мањим антропогеним утицајем.

Процена нултог стања земљишта је примењивана у многобројним истраживањима (Hawkes и Webb, 1962; Tack et al., 1997; Gil et al., 2004; Micó et al., 2007; Galán et al., 2008; Pérez-Sirvent et al., 2009). Заједнички истраживачки центар Европске комисије (енгл. European Commission - Joint Research Centre) је 2006. године препоручио за европске земље примену следећих „background“ вредности које би се кретале у распону: Cd од 1 до 3 mg/kg, Cu од 50 до 140 mg/kg, Hg од 1 до 1.5 mg/kg, Ni од 30 до 75 mg/kg, Pb од 50 до 300 mg/kg, и Zn од 150 до 300 mg/kg. Atanassov

(2007) препоручује за територију Републике Бугарске примену следећих „background“ вредности које би се кретале у распону: As од 10 до 20 mg/kg, Cd од 0.4 до 1 mg/kg, Cu од 34 до 70 mg/kg, Cr од 65 до 130 mg/kg, Ni од 46 до 70 mg/kg, Pb од 26 до 50 mg/kg, од Zn 88 до 180 mg/kg, Hg од 0.03 до 0.08 mg/kg, и Co од 20 до 40 mg/kg. Мрвић са сарадницима (2011) је за подручје Браничевског округа (Република Србија) одредила следеће „background“ вредности: Cd (2.55 mg/kg), Cr (34.3 mg/kg), Cu (38.7 mg/kg), Hg (0.173 mg/kg), Ni (43.8 mg/kg), Pb (34.8 mg/kg) и Zn (61 mg/kg).

2.1.2. Антропогено загађење

Приликом разматрања утицаја различитих врста загађивача, тешки метали су посебно опасни због њихове токсичности и слабе биоразградивости (Yan et al., 2013). Последњих деценија, услед развоја индустријских активности, урбанизације и нестручне пољопривредне праксе тешки метали се у значајној мери акумулирају у земљишту (Duffus, 2002; Hooda, 2010), затим улазе у ланац исхране путем апсорпције биљака (Kelly и Tate, 1998; Säumel et al., 2012; Li et al., 2014), и на крају постају ризик по људско здравље (Poggio et al., 2009; Karimi et al., 2017).

Дуготрајно уношење загађујућих материја у земљиште може довести до смањења његовог пуферског капацитета што за последицу може имати трајну контаминацију како земљишта тако и подземних вода (Thornton, 1991). Brevik и Sauer (2015) наводе да је људско здравље уско везано за здрављем земљишта. Поред негативних утицаја на људско здравље, загађење земљишта такође може изазвати озбиљне економске губитке (van Kamp et al., 2003).

Сагоревање фосилних горива и рударство, као и употреба ђубрива, пестицида и хербицида су међу најважнијим антропогеним изворима загађења у урбаним, приградским и пољопривредним областима, што повећава садржај тешких метала у земљишту далеко изнад њихових концентрација насталим под утицајем геолошког супстрата (Koch и Rotard, 2001; Yesilonis et al., 2008; Li et al., 2014). Атмосферска депозиција је препозната као главни пут за транспорт тешких метала који се акумулирају у атмосферској прашини (Zheng et al., 2010; Davis и Birch, 2011; Li et al.,

2013), што у комбинацији са разноврсним изворима знатно отежава проналажење извора загађења (Pan et al., 2017).

Cu, Pb, Zn, Ni, Cd и Cr, имају посебан еколошки значај због њихове слабе биолошке разградљивости и високе токсичности (Han et al., 2006; Faiz et al., 2009; Christoforidis и Stamatidis, 2009; Lu et al., 2010; Wei и Yang, 2010).

2.2. Облици деградације земљишта

2.2.1. Хемијска деградација земљишта

Хемијска деградација земљишта, према процени GLASOD (Oldeman et al., 1990), учествује са 12 % у укупној деградацији светског земљишта, а подразумева: губитке органске материје, салинизацију, ацидификацију и загађивање. Хемијски процеси доводе до нежељених промена како у земљишту тако и, уопште, у животној средини и то: утичу на својства и процесе који регулишу стање хранљивих материја у земљишту; на способност земљишта да везује или денатурише токсичне материје; на поремећај хемијске равнотеже земљишта што води појави токсичности појединих елемената (Al, Mn, соли), као и дефициту хранљивих материја; и утичу на квалитет површинских вода и животне средине (Lal, 2006). Процеси загађивања земљишта из дифузних и локалних извора могу да доведу до поремећаја функција земљишта (као пуфера, филтера и трансформатора) и контаминације површинских и подземних вода. Најзначајнији актуелни проблеми загађивања земљишта из дифузних извора су ацидификација и контаминација тешким металима.

Ацидификација земљишта је процес у којем се током времена смањује рН-вредност земљишног раствора, и често нема јасно видљивих назнака (Белановић Симић, 2017). Овај термин се користи да опише губитак хранљивих елемената (калцијума, магнезијума и калијума) путем процеса испирања и њихову замену киселим елементима (водоником и алуминијумом). Закисељавање земљишта је последица природних фактора (кисео матични супстрат, интензивни педогенетски процеси), као и антропогеног утицаја: уношење физиолошки киселих ђубрива, гајење

биљака које појачано усвајају базне катјоне, уношење повећане дозе органске материје на слабије киселим земљиштима, емисија киселих оксида. Полутанти који изазивају/убрзавају ацидификацију, примарно, потичу из антропогених емисија сумпордиоксида (SO_2), оксида азота (NO_x) и амонијака (NH_3). Највећи део SO_2 и NO_x се емитује у атмосферу сагоревањем фосилних горива из различитих енергетских и индустријских постројења, градских топлана и сектора различитих услуга.

Процес ацидификације земљишта у Европи се може посматрати као прототип у новој ери угрожавања животне средине. Ови проблеми угрожавају огромна подручја, често, далеко од извора загађивања (не респектујући националне границе), а истовремено изазивају деградацију вода, ваздуха и земљишта.

Различити фактори утичу на везивање тешких метала у земљишту, а праћење њихових укупних садржаја донекле указује на оптерећеност земљишта тим елементима. Поред директног ефекта, рН има индиректан утицај на равнотежу адсорпције, стабилност органо-минералног комплекса и редокс потенцијал, који мењају односе растворљивости. Од реакције земљишта зависи растворљивост многих једињења, мобилизација хранљивих материја и могућност појављивања одређених елемената у раствору. Познато је да је у киселим земљиштима повећана растворљивост, али и могућност испирања већине микроелемената и тешких метала. Инпути различитих киселих једињења у земљиште могу имати утицај на статус ацидификације а да рН – вредност земљишта остане непромењена, јер је закисељавање резултирало смањењем засићености базама (Vanmechelen et al., 1997; Кадовић и сар., 2003). Са смањењем рН вредности засићеност Al -јона се повећава док се садржај базних катјона смањује, што води према дисперзији глина када је концентрација електролита у земљишном раствору ниска (Lal, 1999).

Реакција земљишта преко утицаја на величину и састав адсорптивног комплекса има утицај на физичке особине земљишта и процесе који утичу на његову деструкцију.

Учешће базних катјона Ca , Mg , Na и K је, поред рН, важан индикатор како за хемијска тако и за физичка својства земљишта. Повећаном изменом Ca и Mg , јоном Na , повећава се способност усвајања воде и вероватноћа бубрења, тј. нарушавају се

структурни агрегати. Физичка и хемијска својства земљишта су углавном зависна од карактеристика минерала глине и понашања честица глина (флокулација, дисперзија). Дисперзија или флокулација имају јак утицај на физичке карактеристике као што су структурност и стабилност структурних агрегата. Флокулација глинених честица утиче на структурну стабилност, док дисперзија води ка распадању или губитку структуре земљишта. Физичко-хемијска дисперзија је резултат смањења привлачних сила између колоидних честица у влажним условима. Стабилност или дисперзија зависе од величине и валенце катјона. Поливалентни катјони изазивају флокулацију, док моновалентни утичу на дисперзију. Дисперзија је изазвана услед електролитичког кондуктивитета земљишног раствора и путем механичког утицаја удара кишних капи (Lal, 2006). На стање структурних агрегата и појаву ерозије земљишта утичу основна својства земљишта: текстура земљишта, минерали глине, садржај органске материје, тип и концентрација катјона, садржај сексвиоксида, и садржај калцијумкарбоната, а који су у међусобним и вишеструким интеракцијама. Учешће изменљивог натријума утиче на дисперзију честица, док су оксиди и хидроксиди гвожђа и алуминијума значајни за формирање структурних агрегата (Lal, 2006). Органска материја у површинском слоју земљишта има велику улогу на смањење подложности земљишта ерозионим процесима. Акумулацијом угљеника у земљишту формирају се стабилни органоминерални комплекси и стабилни микроагрегати. С обзиром на наведено, еродибилност се може дефинисати као инхерентна способност земљишта на откидање и транспорт (Yves Le Bissonnais, 2006).

Од свих хемијских загађивача, тешки метали се разматрају као супстанце које представљају еколошку, биолошку и здравствену опасност, а могу бити геохемијског и антропогеног порекла (Adriano, 2001). Тешки метали могу, у релативно малим концентрацијама, изазвати поремећај у физиолошко–биохемијским процесима биљака и земљишне микробиоте (Белановић и сар., 2004). Хемијска деградација земљишта, такође, може бити изазвана повећаним уносом, транспортом и депозицијом тешких метала, као и неконтролисаним фертилизацијом и употребом пестицида. Загађивање земљишта тешким металима представља значајан вид хемијске деградације

земљишта. Тешки метали могу, у релативно малим концентрацијама, изазвати поремећај у физиолошко-биохемијским процесима биљака, смањење прираста и приноса, а преко ланаца исхране утицати негативно и на животиње и људе. Испољавање видљивих симптома посредног утицаја депозиције полутаната зависи од пуферног капацитета земљишта који је условљен природом полутаната и у функцији је бројних својстава земљишта, пре свега, рН, СЕС, садржаја органске материје, садржаја и типа глине, оксида Fe, Mn и Al и редокс потенцијала (Белановић и сар., 2003). Познавање концентрације тешких метала у земљишту је од вишеструког значаја, а посебно је потребно анализирати однос између укупне концентрације метала и њиховог биолошког ефекта (Herbert и Yin, 1998). Приступачност тешких метала биљкама, пре свега, зависи од адсорпционо – десорпционих реакција између чврсте фазе и земљишног раствора (Leslie et al., 2002). Кретање тешких метала кроз земљиште је директно узроковано адсорпционим процесима (Vogeler, 2001). Бројни тешки метали су и есенцијални елементи, као што су бакар и цинк, док кадмијум, на пример, нема никакво хранљиво својство. Садржај есенцијалних елемената у земљишту, ако је врло низак, означава се као дефицитан, а врло висок као токсичан, док за не-есенцијалне метале категорија дефицита се не разматра већ оптимални и токсични садржаји (Adriano, 2001). Загађивањима из ваздуха се повећава концентрација метала у земљишту, што за резултат има ацидификацију и већу концентрацију приступачних тешких метала биљкама (Påhlsson–Balsberg, 1989). Загађивањем земљишта изазивају се процеси који доводе до промене својстава земљишта са могућим ефектима на екосистеме. Висока концентрација тешких метала смањује квалитет земљишта, пре свега нарушавајући биолошку равнотежу, а тиме и оштећујући све остале функције екосистема. Тешки метали, различитог порекла, присутни су у траговима и у загађеним земљиштима, као резултат распадања матичног супстрата (Белановић и сар., 2004). Од бројних оштећења земљишта, све већи значај привлачи контаминација земљишта тешким металима (Кадовић и Кнежевић, 1999; Nealy et al., 2001; Brus et al., 2002; Ромић, 2002; Cheng, 2003; Белановић и сар., 2004; Van-Camp et al., 2004; Dellantonio et al., 2010; Белановић и сар., 2012). Под појмом контаминација земљишта тешким металима подразумевамо

удео тешких метала у земљишту у количини у којој узрокују видљив или мерљив поремећај неке од функција земљишта, а највише на његову ипак најзначајнију улогу - плодност и подобност за нормалан раст и развој природне вегетације или култивисаних биљка (Кисић, 2012).

Степен загађења дефинише се одређеним референтним факторима, као што су индекси загађења. Применом индекса загађености тешким металима у земљишту и њихова геопросторна дистрибуција представља моћан алат за процену геохемијских својстава проучаваног подручја (Qingjie et al., 2008). Ове анализе представљају значајне информације о стању животне средине за доносиоце одлука о управљању земљишним простором (Caeiro et al., 2005). При процени утицаја загађивача на земљиште у литератури се наводе различити референтни фактори, међу којима се издвајају: индекс загађења (Pollution index, PI), фактор обогађења (Enrichment factors, EF), индекс еколошког ризика (Ecological risk index, RI), Немеров индекс загађења (Nemerow`s syntetical pollution index), индекс гео-акумулације (The geo-accumulation index Igeo) и др. Правилно израчунавање индекса загађења у великој мери зависи од основне поставке која представља могућност утврђивања квантитативног и квалитативног удела антропогеног односно геолошког загађења појединих подручја. Индекс загађења указује на степен загађења одређеног земљишта неким металом у односу на законске нормативе појединих земаља (Qingjie et al., 2008; Hu et al., 2013; Ogunkunle и Fatoba, 2013). Фактор обогађења представља квантитативну процену антропогеног извора загађења на површини земљишта (Duce et al., 1975; Zoller et al., 1974; Reimann и de Caritat, 2005; Qingjie et al., 2008; Hu et al., 2013; Ogunkunle и Fatoba, 2013). Еколошки индекс ризика збирно указује на ризик од тешких метала на површини земљишта (Hakanson, 1980; Qingjie et al., 2008; Hu et al., 2013; Ogunkunle и Fatoba, 2013). Потенцијални еколошки ризик утврђиван је за различите начине коришћења земљишта од агроекосистема до урбанизованих и индустријализованих земљишних простора. Ну са сарадницима (2013) је за област делте реке Pearl у Кини, приказао процену нивоа загађења и потенцијални еколошки ризик за површински слој земљишта услед различитог начина коришћења. Наведени аутори закључују да је неопходно развијати превенцију и неопходне стратегије у редукцији загађења

металима пре свега у областима убрзане урбанизације и индустријализације. На основу индекса загађења процењен је ризик загађења земљишта тешким металима у близини рудника олова и цинка у Кини (Li et al., 2005). Примена одговарајућих, поменутих, индекса је коришћена и за процену загађености земљишта у околини велике фабрике цемента у југо-западној Нигерији (Ogunkunle и Fatoba, 2013), док је Qingjie са сарадницима (2008) наведене методологије користио за процену загађености градских паркова у Пекингу (Кина). Qui (2010) наводи да је висок еколошки ризик загађења тешким металима у површинском слоју земљишта агроекосистема одређен применом индекса за одређивање потенцијалног еколошког ризика, док Cheng са сарадницима (2007), користи Немеров заједнички индекс загађења.

Тешко је извршити међусобну компарацију вредности индекса на различитим територијама због њихове комплексности, али можемо навести да је Hu са сарадницима (2013) одредио вредности индекса загађења (енгл. Pollution index - PI) на шумским земљиштима у Кини за следеће елементе: As (0.94), Cd (0.35), Cr (0.51), Cu (0.52), Hg (0.16), Ni (0.81), Pb (0.15) и Zn (0.29); Huang са сарадницима (2017) одредио вредности индекса еколошког ризика (енгл. Ecological risk index - Ei) у оквиру рударске области (Hunan, Кина) за следеће елементе: As (21.07), Pb (7.84), Cd (219.58), Zn (1.88), Cu (0.30) и Ni (0.64) на основу чега је израчунат индекс укупног еколошког ризика (енгл. Risk Index - RI) који износи 251.31; док је Luo са сарадницима (2007) одредио вредности индекса еколошког ризика (енгл. Ecological risk index - Ei) Guanting басена у Кини за следеће елементе: As (8.06), Cd (131.00), Cr (1.91), Cu (2.09), Ni (2.48), Pb (0.90) и Zn (0.91) на основу чега је израчунат индекс укупног еколошког ризика (енгл. Risk Index - RI) који износи 147.37.

Управљање земљишним простором потребно је усмерити на смањење антропогеног фактора. Многе студије указују на неопходност дефинисања природне концентрације тешких метала ради процене њихових хемијских реакција у земљишту и утицаја антропогеног загађења (Acosta et al., 2011). У Републици Србији у оквиру „Уредбе 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) дефинисане су граничне и ремедијационе вредности садржаја поред осталих штетних материја и за тешке метале.

2.2.1.1. Утицај хемијске деградације земљишта на еродибилност

Ерозиони процеси су најчешћи узрок који доводи до физичке деградације земљишта, и подразумевају спирање и подривање земљишта, а понекад и матичне стене под утицајем површинског отицања воде.

Физички процеси деградације доводе до негативних промена физичких, механичких и/или хидролошких особина земљишта. У основи, сви ови процеси воде ка нарушавању структуре земљишта што се манифестује кроз стварање покорице, сабијање и смањење дренажности и аерације. Физичке карактеристике земљишта имају динамичко својство и могу се мењати током времена у зависности од услова коришћења и система газдовања (Кадовић, 1999). Структура земљишта и његова текстура дефинишу задржавање воде и инфилтрацију (Костадинов и сар., 2017). Редукција формирања структурних агрегата и дисперзија глине (Ристић и сар., 2012) доводи до губитка глинене фракције процесима ерозије. Примена садржаја глине као индикатора еродибилности (Zhang et al., 2007), у литератури се помиње зато што се честице глине мешају са органском материјом са којом формирају земљишне структурне агрегате или грудве, а њихова стабилност одређује отпорност земљишта. Губици органске материје у земљишту су првенствено предодређени биолошким (минерализација) и механичким (ерозија) факторима (Саљников, 2014). Земљишта са високим садржајем базних катјона, уопште, много су стабилнија, пошто доприносе хемијском везивању агрегата.

Подручја захваћена процесима водне ерозије се процењују на 16% (105 милиона хектара), док еолске ерозије на 4% (42 милиона хектара) на територији Европе (ЕЕА, 2012; Перовић, 2015).

2.2.1.2. Утицај начина коришћења на деградацију земљишта

Начин коришћења земљишта представља везу између земљишта, природне вегетације, нивоа продуктивности, дужине вегетационог периода и мера које се изводе на културама (Костадинов, 2008). Начин коришћења земљишта у великој мери зависи од квантитативних и квалитативних атропогених утицаја на екосистеме (Salvati и Zitti, 2009; Feng и Zhao, 2011).

Обнова вегетације је ефикасна мера за контролу дезертификације и опоравак деградираних екосистема (An et al. 2009; Qi et al. 2015; Zhang и Shangguan 2016). Многа истраживања наглашавају утицај вегетације на физичка, хемијска и биолошка својства земљишта (Li et al. 2007; Jiao et al. 2011; Qi et al. 2015), као и утицај биомасе на микробиолошке активности у земљишту (Tosi et al. 2016). Људске активности постале су један од главних покретача драстичних измена у карактеристикама земљишта кроз промену вегетације (Vanacker et al., 2013), што је посебно наглашено у XX и XXI веку где је убрзани социоекономски развој довео до повећања захтева за прехранбеним усевима (Lambin et al., 2000).

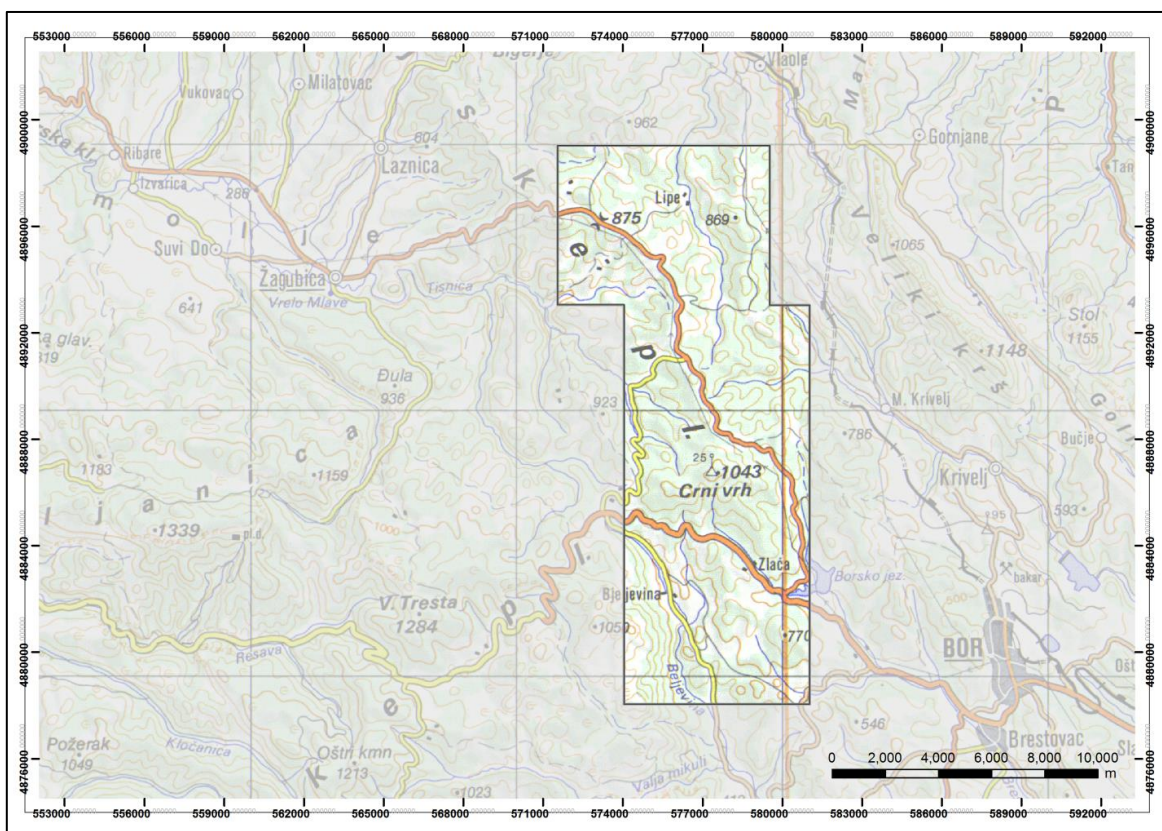
Ерозија земљишта је сложен процес који зависи од карактеристика земљишта, нагиба, вегетације и количине и интензитета падавина (Wischmeier и Smit, 1978; Selby, 1993; Fistikoglu и Haramancioglu, 2002; Amore et al. 2004; Bahadur, 2009; Dabral et al. 2008), стога су промене у начину коришћења земљишта препознате као индикатор који значајно убрзава ерозију земљишта (Ursic и Dendy, 1965; Wolman, 1967; Hooke, 2000). Опасности изазване ерозијом земљишта традиционално су везане за пољопривреду, што је посебно уочљиво поређењем ораничних и шумских простора, јер је интензитет ерозије далеко већи на незаштићеном пољопривредном земљишту (Драгићевић и сар., 2009).

Начин коришћења земљишта је један од кључних фактора који утиче на обнову вегетације и квалитет земљишта у еколошки деградираним подручјима (Hu et al. 2010; Bouchoms et al. 2016).

3. ИСТРАЖИВАНО ПОДРУЧЈЕ

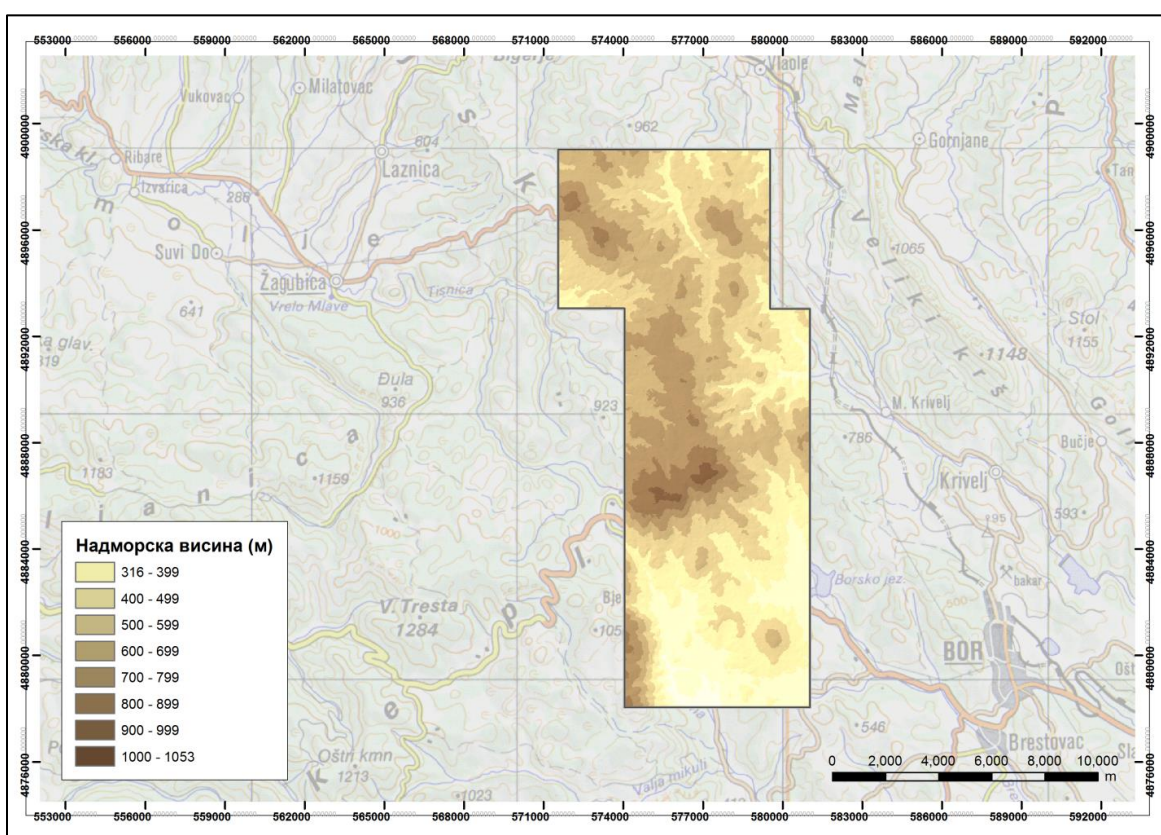
3.1. Физичко-географске карактеристике

Истраживано подручје обухвата области под називом: Тилва Њагра, Чока Купјатра и Чока Куруга, које чине комплекс од 152.91 км², налазе се 10 км северозападно од Бора, ограничене Злотским кречњачким масивом на западу, селом Злот на југу, Борским језером на југоистоку, па све до Чоке Куруге и границе са Жагубичком општином на северу и кречњачким масивом Кривеља на североистоку (слика бр. 1).



Слика бр. 1 – Карта просторног положаја истраживаног подручја

Релјеф подручја је брдско-планински (слика бр. 2). У околини Борског језера, између Тилва Њагре (820 m) и Злотског кречњачког масива – Стробори (927 m) издваја се брдско подручје, где се претежно гаје пољопривредне културе. Средишњи и северни део чини планински релјеф, махом под шумом и травном вегетацијом. Почев од Црног врха (1043 m), истичу се врхови Чока Купјатра (854 m), Пјатра Рошија (744 m), Чока Куруга (853 m) и на самом северу Чока Ракита (944 m) и Чока Кофрасма (925 m).



Слика бр. 2 – Карта расподеле надморских висина на истраживаном подручју

3.2. Климатске карактеристике

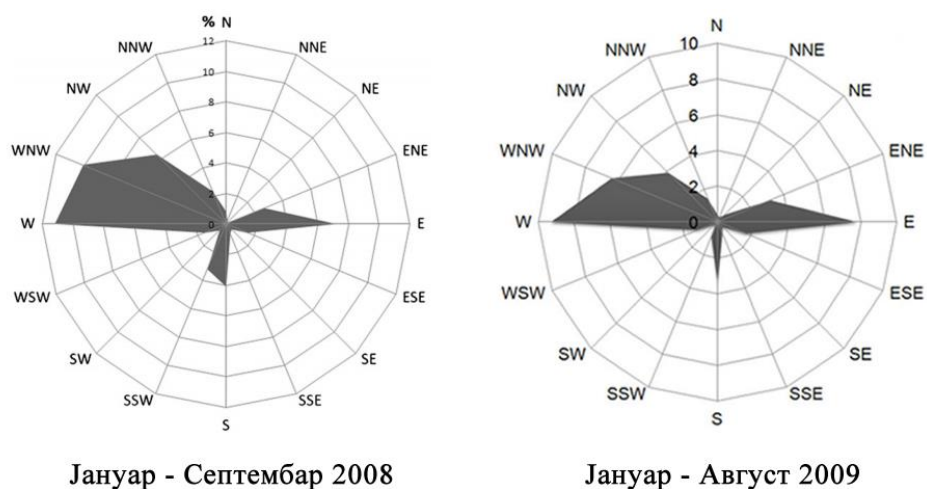
Климатске карактеристике рејона Бора одликују се дугим и оштрим зимама, и свежим и кратким летима.

Средња годишња температура ваздуха измерена на синоптичкој станици Црни Врх у периоду од 1981-2010. године износи 10.8°C , при чему су највише средње максималне измерене у августу и износе 22.0°C , док су најниже средње минималне забележене у јануару и износе -6.3°C (Републички Хидрометеоролошки завод Србије, 2018).

Такође према подацима Републичког Хидрометеоролошког завода Србије (2018), за период од 1981-2010. године, просечне годишње измерене падавине на Црном Врху износе 769.1 mm, при чему се јун издваја као месец са највећом количином падавина (93.0 mm) а фебруар као месец са најмањом (46.0 mm).

3.2.1. Утицај доминатних ветрова

На подручју Бора најјачи ветрови дувају ка западу и северозападу (NW), правац Бор-Црни Врх, док су нешто нижег интензитета ветрови који дувају према истоку (E) и југу (S). Сербула са сарадницима (2012, 2014) даје приказ руже ветрова града Бора и околине за период јануар - септембар 2008. и јануар - август 2009. годину (слика бр. 3).



Слика бр. 3 - Ружа ветрова града Бора и околине за 2008. и 2009. годину (Сербула и сар., 2012; Сербула и сар., 2014)

3.2.2. Квалитет ваздуха

Институт за бакар из Бора је извршио мерења просечне концентрације тешких метала у ваздуху за град Бор и његову околину у 2004. години (табела бр. 2), резултате је објавио FIDECO у свом извештају за Агенцију за приватизацију Републике Србије (2006), где се могу видети повећане концентрације Cu, Ni и As у ваздуху.

Табела бр. 2 - Годишње просечне концентрације тешких метала у ваздуху, 2004
(Институт за бакар из Бора, 2004)

Локација узорковања	Бр. оглед. дана	Pb (µg/m ³)	Cd (µg/m ³)	Mn (µg/m ³)	Cu (µg/m ³)	Hg (µg/m ³)	Ni (ng/m ³)	As (ng/m ³)
Градски парк	9	0.1	0.004	/	0.2	0.01	/	46.5
Институт за бакар	11	0.2	0.005	/	0.7	0.009	0.1	95.4
Електроисток	8	0.3	0.009	/	0.2	/	0.1	64.4
Болница	2	1	0.028	/	0.7	0.05	22.8	224
Оштрељ	3	0.2	0.002	/	/	/	/	83.6
Кривељ	1	0.1	0.03	/	1.1	0.1	/	6.7
НГЦ	1	0.3	/	/	/	/	/	179
Бригаде	1	/	/	/	/	/	/	4.5
Језеро	1	0.01	0.01	/	/	/	/	34.9
Гранична вредност:		1	0.01	/	0.2	1	2.5	2.5

3.3 Геолошке карактеристике

Подаци о геолошкој подлози су преузети из „Основне геолошке карте СФРЈ“ у размери 1:100.000 коју је израдио Завод за геолошка и геофизичка истраживања у Београду. Истраживано подручје, које се налази у околини града Бора, простире се на две секције: већим делом на секцији Жагубица која је израђена 1961. године и малим делом на секцију Бор чија је израда вршена у периоду од 1962. до 1966. године.

Истраживано подручје обухвата геолошку подлогу која потиче из пет геолошких периода (табела бр. 3 и слика бр. 4):

1) Квартар је геолошки период који припада ери кенозоика, његове творевине обухватају 1.42 % истраживаног подручја, од којих су заступљени алувијум који се простире на 0.82 % и делувијум који се простире на 0.60% територије.

2) Палеоген је геолошки период који такође припада ери кенозоика, творевине из наведеног периода обухватају 39.28 % истраживаног подручја од којих су присутни каолинисани вулканити и пирокластити (21.83 %), силификовани вулканити и пирокластити (9.47 %), ларамијски кисели плутонити (7.50 %) и корнити (0.38 %).

3) Горња Креда је геолошки период који припада ери мезозоика, његове творевине обухватају 52.05 % територије од којих су заступљени вулкански англомерати и брече из II фазе (49.49 %), лапорци, лапоровити кречњаци и туфови горње креде (1.21 %), аугит-хорнбленда андезити из II фазе (0.92 %) и вулканити злота и липе из III фазе (0.43 %).

4) Доња Креда је геолошки период који припада ери мезозоика, творевине из наведеног периода обухватају 4.15 % истраживаног подручја од којих се појављују масивни и банковити кречњаци ургонске фације – баремски и аптски кат (2.80 %) и кречњаци валендијског и отривског ката (1.35 %).

5) Јура је геолошки период који припада ери мезозоика, из наведеног периода су заступљени масивни, најчешће спрудни кречњаци – титони на 2.97 % истраживаног подручја.

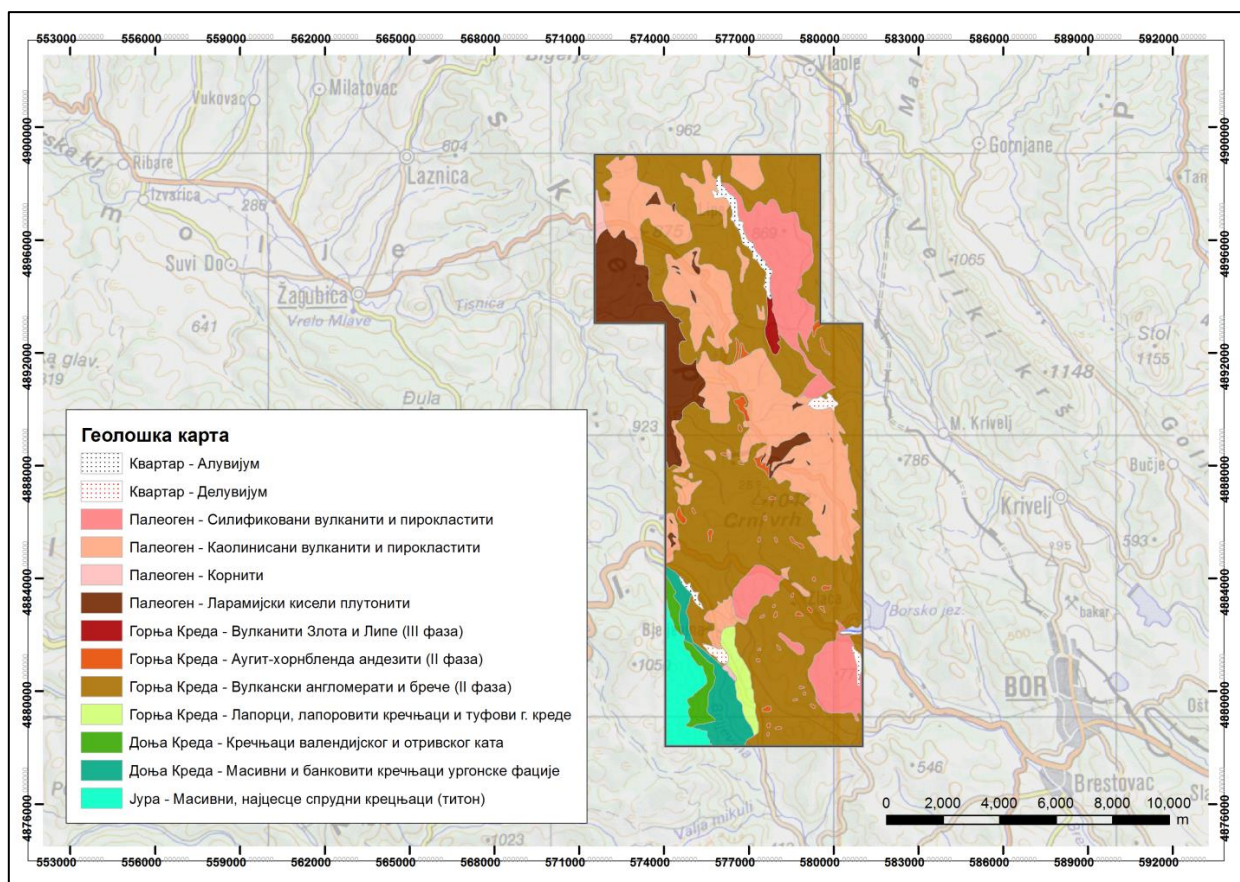
Табела бр. 3 – Геолошке творевине у оквиру истраживаног подручја

Назив	Површина (км ²)	Површина (%)
Квартар - Алувијум	1.26	0.82
Квартар - Делувијум	0.92	0.60
Палеоген - Силификовани вулканити и пирокластити	14.63	9.57
Палеоген - Каолинисани вулканити и пирокластити	33.58	21.96
Палеоген - Корнити	0.57	0.38
Палеоген – Ларамијски кисели плутонити	11.47	7.50
Горња Креда - Вулканити Злота и Липе (III фаза)	0.65	0.43
Горња Креда - Аугит-хорнбленда андезити (II фаза)	1.41	0.92
Горња Креда - Вулкански англомерати и брече (II фаза)	75.68	49.49
Горња Креда - Лапорци, лапоровити кречњаци и туфови г. креде	1.85	1.21
Доња Креда - Кречњаци валендијског и отривског ката	2.06	1.35
Доња Креда - Масивни и банковити кречњаци ургонске фације (баремски и аптски кат)	4.29	2.80
Јура - Масивни, најчешће спрудни кречњаци (титон)	4.54	2.97
Укупно:	152.91	100.00

Вулкански англомерати и брече из II фазе (период Горња Креда) обухватају скоро половину истраживаног подручја (49.49 %), и простиру се централним северним, централним јужним и источним делом истраживаног подручја. Вулканска активност је у наведеној фази достигла свој максимум тако да дебљина избаченог материјала на проучаваном подручју износи 1500 метара, англомератичне и бречасте творевине су стратификоване, обично банковите и раслојене туфитско-туфским седиментима, андезитским плочама и лапоровито-кречњачким седиментима, изграђене су претежно од слабо сортираних хомовулканских одломака величине најчешће од 5 до 20 cm (Антонијевић и сар., 1970). Кристализација вулканита друге фазе извршила се махом у условима брзог хлађења на што указује криптокристаласта, стакласта и микрокристаласта основна маса, док хемијске

анализе указују да ове стене припадају сомаит-диоритском, нормално диоритском и тоналитском типу магме (Антонијевић и сар., 1970).

У оквиру истраживаног подручја значајно су заступљене творевине и из периода палеогена од којих можемо издвојити каолинисане вулканите и пирокластите који обухватају 21.83 % територије а простиру се углавном у северозападном и централном делу истраживаног подручја одакле се протежу на исток; силификоване вулканите и пирокластите који се простиру на 9.47 % истраживаног подручја а заступљени су у северо-источном и југо-источном делу обухваћене територије; као и ларамијски киселе плутоните који су заступљени на 7.50 % укупне површине а присутни су у северно-западном и мањим делом на централном делу истраживаног подручја.



Слика бр. 4 – Геолошка карта истраживаног подручја

3.4. Педолошке карактеристике

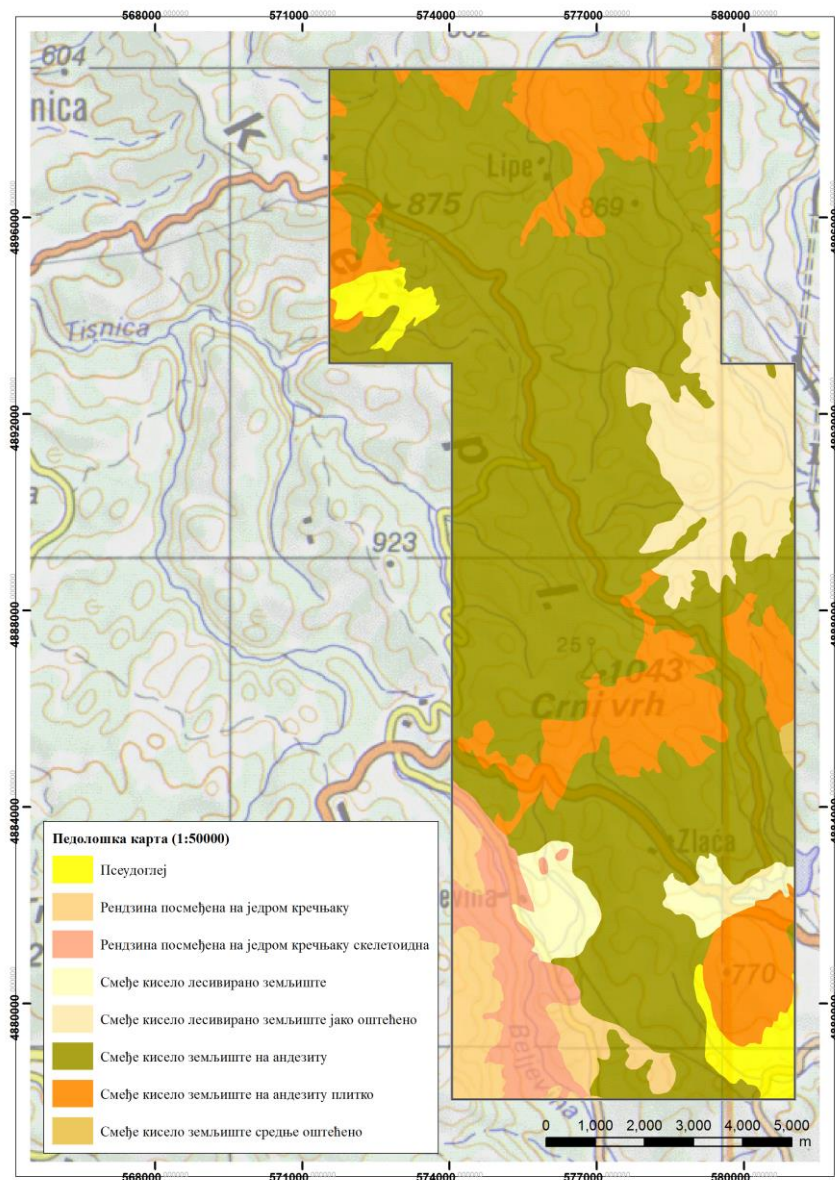
Педолошка подлога је преузета из „Педолошка карте СФРЈ“ у размери 1:50.000 у оквиру секције Доњи Милановац 3, коју је израдио Институт за проучавање земљишта у Београду (1970).

Површина и процентуални удео заступљених земљишта приказан је у табели бр. 4.

Табела бр. 4 – Заступљена земљишта у оквиру истраживаног подручја

Назив	Површина (км ²)	Површина (%)
Псеудоглеј	4.15	2.72
Рендзина посмеђена на једром кречњаку	6.27	4.10
Рендзина посмеђена на једром кречњаку скелетоидна	7.00	4.58
Смеђе кисело лесивирано земљиште на андезиту	4.88	3.19
Смеђе кисело лесивирано земљиште на андезиту јако оштећено SO ₂ гасом	12.29	8.04
Смеђе кисело земљиште на андезиту	93.79	61.34
Смеђе кисело земљиште на андезиту плитко	24.28	15.88
Смеђе кисело земљиште на андезиту средње оштећено SO ₂ гасом	0.24	0.16
Укупно:	152.91	100.00

Просторна дистрибуција заступљених земљишта је приказана на слици бр. 5.



Слика бр. 5 – Педолошка карта истраживаног подручја

3.5. Вегетацијске карактеристике

Природну вегетацију чине у највећем обиму шуме, као и брдско-планинске ливаде и пашњаци.

У брдском делу доминирају шуме храста сладуна, цера, китњака и медунца, при чему највеће распрострањење има климатогена заједница сладуна и цера, *ass.*

Quercetum-confertae cerris. Изнад области храстових шума простире се буков појас са асоцијацијама *ass. Fagetum montanum serbicum* и *ass. Fagetum subalpinum* (Институт за земљиште, 2007). Карактеристика ових шума је добра очуваност и густ склоп, што је посебно важно за смањење ерозије, чак и на веома стрмим нагибима.

У оквиру ливадско-пашњачке вегетације заступљени су природни и сејани травњаци у којима доминирају следеће травне врсте: *Festuca ovina*, *F. pseudoovina*, *F. pratensis*, *Dactylis glomerata*, *Bromus secalinus*, *B. arvensis*, *Brachypodium silvaticum*, *Calamagrostis arundinacea*, *Chrysopogon gryllus*, *Anthoxanthum odoratum*, *Nardus stricta* и друге (Институт за земљиште, 2007).

4. МАТЕРИЈАЛ И МЕТОД РАДА

Структура методолошког поступка примењена у овом истраживању је приказана на слици бр. 6.



Слика бр. 6 - Структура методолошког поступка

4.1. Методе проучавања земљишта

4.1.1. Теренска истраживања

Теренска истраживања су обављена на подручју Тилва Њагре, Чока Купјатре и Чока Куруге, које обухвата површину од 152.91 км² (пројекат „Карактеристике земљишта подручја Црног врха (Бор)“, Институт за земљиште, 2007).

Прво је обављено рекогносцирање терена, при чему је извршено упознавање са природним карактеристикама подручја и оријентационо издвајање појединих педолошких целина и типова земљишта.

Детаљна теренска истраживања обухватила су отварање 208 педолошких профила, чије су координате измерене ГПС-ом.

Узорци су чувани у складу са важећим процедурама.

4.1.2. Лабораторијска истраживања

У лабораторији Института за земљиште, Београд из претходно припремљених узорака извршене су планиране лабораторијске анализе (Институт за земљиште, 2007).

Гранулометријски састав:

- комбинована метода просејавања и пипет метода.

Основне хемијске особине:

- рН у Н₂О и рН у nKCl – електрометријски,
- органска материја (ОМ) % - методом Kotzman-a.
- Приступачни фосфор и калијум - Al методом по Egner-Riehm-у.
- Адсорптивни комплекс земљишта - по Карпен-у.

Укупни садржај тешких метала и опасних материја:

- кадмијум, бакар, олово, цинк, гвожђе – екстракцијом са HNO_3 и H_2O_2 и мерењем на AAS апарату.

Измерене концентрације проучаваних тешких метала су поређене са граничним и ремедијационим вредностима према Уредби о програму системског праћења квалитета земљишта, индикаторима за оцену ризика од деградације земљишта и методологији за израду ремедијационих програма Републике Србије ("Сл. гласник РС", бр. 88/2010), приказано у оквиру табеле бр. 5.

Табела бр. 5 - Граничне и ремедијационе вредности микроелемената

Елемент	Гранична вредност (mg/kg)	Ремедијациона вредност (mg/kg)
Cd	0.8	12
Cu	36	190
Pb	85	530
Zn	140	720

4.2. Методе проучавања начина коришћења даљинском детекцијом

Метода даљинске детекције нам пружа доста информација о стању и квалитету животне средине (Милановић и Љешевић, 2009), нарочито приликом одређивања начина коришћења земљишта (Перовић и сар., 2012). Могућности примене даљинске детекције су различите, што првенствено зависи од начина интерпретације спектралних канала путем специјализованих софтвера.

Начин коришћења земљишта је одређен употребом сателитских снимака из Ландсат 8 мисије, чији је приказ канала дат у оквиру табеле бр. 6 (Barsi et al., 2014).

Табела бр. 6 – Ландсат 8 мисија (Barsi et al., 2014)

Канал	Таласна дужина (μm)	Резолуција (метар)
1 - Ultra Blue (coastal/aerosol)	0.435 - 0.451	30
2 - Blue	0.452 - 0.512	30
3 - Green	0.533 - 0.590	30
4 - Red	0.636 - 0.673	30
5 - Near Infrared (NIR)	0.851 - 0.879	30
6 - Shortwave Infrared (SWIR) 1	1.566 - 1.651	30
7 - Shortwave Infrared (SWIR) 2	2.107 - 2.294	30
8 - Panchromatic	0.503 - 0.676	15
9 - Cirrus	1.363 - 1.384	30
10 - Thermal Infrared (TIRS) 1	10.60 - 11.19	100
11 - Thermal Infrared (TIRS) 2	11.50 - 12.51	100

Након формирања сателитског приказа (RGB) истраживаног подручја коришћењем канала 2, 3 и 4, начин коришћења земљишта је одређен употребом методе надзиране класификације.

4.3. Математичке и статистичке методе

4.3.1. Методе одређивања нултог стања земљишта

Методе за добијање „background“ вредности деле се на рачунске методе међу којима су $[\text{Mean} + 2\text{Sdev}]$ и $[\text{Median} + 2\text{MAD}]$, и графичке методе од којих се најчешће користе „boxplot“ и дијаграм дистрибуције кумулативне криве (енгл. cumulative distribution function - CDF). Одређивање нултог стања земљишта вршено је на основу садржаја елемената из најдубљих слојева земљишног профила.

Рачунска метода [Mean + 2Sdev] користи се за прорачун просечне вредности (енгл. Mean) и распон дистрибуције просечне вредности помоћу стандардне девијације (енгл. Standard deviation) за добијање „background“ вредности. Метода [Median + 2MAD] узима у обзир медијану (енгл. Median) и медијану апсолутних девијација (енгл. Median absolute deviation - MAD) за прорачун „background“ вредности. Медијана апсолутних девијација користи моноваријантни скуп података $X_1, X_2, X_3, \dots, X_n$, да би дефинисала медијану апсолутних одступања од медијане на основу формуле:

$$MAD = \text{Median } i (|X_i - \text{Median } j (X_j)|)$$

Уколико коефицијент варијације (engl. Coefficient of variation - CV) у оквиру [Mean + 2Sdev] и [Median + 2MAD] методама прелази 100% за добијање крајњих вредности треба користити логаритамску скалу, а ако се наведена вредност креће у распону од 70% до 100% употреба логаритамске скале је информативна (Reimann et al., 2005). Коефицијент варијације се израчунава дељењем производа просечне вредности и фактора стандардне девијације, и представља варијацију скупа података на величину аритметичке средине узорка.

Графичке методе су boxplot и дијаграм дистрибуције кумулативне криве (Tukey 1977; Reimann et al., 2005; Vech et al., 2008; Мрвић и сар., 2014).

На boxplot-у (Tukey, 1977) су приказане статистичке вредности: минимум, доњи праг, први квартал (25%), медијана (50%), трећи квартал (75%), горњи праг, појединачне тачке (енгл. outliers), екстремне тачке (енгл. far outliers) и максимум. Појединачне тачке указује на границу између основне групе података и аномалија, и као такве могу представљати границу природног садржаја.

Дијаграм дистрибуције кумулативне криве приказује функцију кумулативне дистрибуције за податке дефинисане X осом користећи при томе процентуалне вредности једнаке или мање од 100.

4.3.2. Фактор еродибилности земљишта

Осетљивост земљишта према ерозионим агенсима се генерално назива еродибилност земљишта (Lal, 2001). Ерозиони процеси различитог интензитета детерминисани су на целој територији Републике Србије (Ристић и Малошевић, 2011). Земљишта се разликују у отпорности на ерозионе процесе, што је функција низа особина земљишта као што су текстура, структура, влажност земљишта, садржај органске материје и друго (Перовић, 2015).

Еродибилност земљишта (К фактор) је у оквиру истраживања израчуната применом формуле Wischmeier и Smit (1978):

$$K = (2.1 \cdot 10^{-7} \cdot M^{1.14} \cdot (12 - OM) + 4.3 \cdot 10^{-3} \cdot (s - 2) + 3.3 \cdot (p - 3)) \cdot 0.1317$$

Наведени параметри у оквиру формуле представљају следеће:

- М - величина земљишних честица,
- ОМ – органска материја,
- s - структура земљишта,
- р – пропустљивост земљишта, и
- 0,1317 – представља вредност за конверзију у SI јединицу.

Груписање добијених резултата на основу отпорности земљишта на ерозију према величини фактора еродибилности је урађена по USDA класификацији (1983), представљеној у оквиру табеле бр. 7.

Табела бр. 7 – Класификација еродибилности земљишта (USDA, 1983)

Класа	Отпорност земљишта на ерозију	К
		$\left(\frac{\text{ton acre hour}}{\text{acre ft} - \text{ton inch}}\right)$
1	Отпорна на водну ерозију	< 0.20
2	Слабо осетљива на водну ерозију	0.20-0.30
3	Средње осетљива на водну ерозију	0.30-0.40
4	Веома осетљива на водну ерозију	0.40-0.50
5	Врло јако осетљива на водну ерозију	0.50

4.3.3. Методе одређивања индекса загађења

Ради бољег схватања утицаја појединих елемената на загађење одређеног подручја, њихове изворе, као утицаја на комплетну еколошку равнотежу, неопходни су одређени предиктори који указују на одређени тип загађености.

Индекс загађења (енгл. Pollution index - PI) указује на степен загађености истраживаног подручја одређеним елементом у односу на законске норме (Qingjie et al., 2008; Hu et al., 2013; Ogunkunle и Fatoba, 2013). Вредност наведеног индекса се добија на основу формуле:

$$P_i = \frac{C_i}{S_i}$$

Наведени параметри представљају следеће:

- C_i - измерена концентрација метала у узорку земљишта,
- S_i - референтна гранична вредност метала.

Граничне вредности које се примењују за индекс загађења приказане су у оквиру табеле бр. 8.

Табела бр. 8 - Граничне вредности за индекс загађења

Гранична вредност	Категорија
<1	Чисто
1-2	Слабо
2-4	Умерено
4-6	Тешко
>6	Екстремно

Фактор обогаћења (енгл. Enrichment factors - EF) представља степен антропогеног утицаја на повећање садржаја појединог полутанта (Duce et al., 1975; Zoller et al., 1974; Reimann и de Caritat, 2005; Luo et al., 2007; Qingjie et al., 2008; Hu et al., 2013; Ogunkunle и Fatoba, 2013). Вредност наведеног индекса се добија на основу формуле:

$$Ef = \frac{Ci/Cr}{Bi/Br}$$

Параметри приказани у оквиру формуле представљају следеће вредности:

- C_i - измерена концентрација тешког метала у узорку земљишта,
- C_r - израчуната „background“ вредност коришћеног тешког метала,
- B_i - измерена концентрација референтног метала у узорку земљишта (Fe),
- B_r - израчуната „background“ вредност референтног метала (Fe).

Граничне вредности које се примењују за фактор обогаћења приказане су у оквиру табеле бр. 9.

Табела бр. 9 - Граничне вредности за фактор обогаћења

Гранична вредност	Категорија
<2	Слабо
2-5	Умерено
5-20	Значајно
20-40	Врло високо
>40	Екстремно

Индекс еколошког ризика (енгл. Ecological risk index - E_i) је однос садржаја појединачног елемента и његовог природног фона (Hakanson, 1980; Luo et al., 2007; Qingjie et al., 2008; Hu et al., 2013; Ogunkunle и Fatoba, 2013). Фактор ризика за метал i , одређује се на основу формуле:

$$E_i = T_i \frac{C_i}{B_i}$$

Наведени параметри представљају следеће вредности:

- T_i - фактор токсичности за i метал (Cd - 30, Cu - 5, Pb - 5 и Zn - 1),
- C_i - измерена концентрација тешког метала у узорку земљишта,
- B_i - израчуната „background“ концентрација тешког метала.

Коришћене граничне вредности за тумачење резултата индекса еколошког ризика су представљене у оквиру табеле бр. 10 (Luo et al., 2007).

Табела бр. 10 - Граничне вредности за индекс еколошког ризика (Luo et al., 2007)

Гранична вредност	Категорија
<40	Мало
40-80	Средње
80-160	Значајно
160-320	Високо
>320	Врло високо

Индекс укупног еколошког ризика (енгл. Risk Index - RI) добија се збиром појединачних фактора ризика појединачних елемената. Потенцијални еколошки индекс ризика је израчунат као сума фактора ризика тешких метала према једначини (Nakanson, 1980; Luo et al., 2007; Qingjie et al., 2008; Hu et al., 2013; Ogunkunle и Fatoba, 2013):

$$RI = \sum E_i$$

Коришћене граничне вредности за индекс укупног еколошког ризика представљене су у оквиру табеле бр. 11 (Luo et al., 2007).

Табела бр. 11 - Граничне вредности за индекс укупног еколошког ризика
(Luo et al., 2007)

Гранична вредност	Категорија
<65	Мало
65-130	Средње
130-260	Високо
>260	Врло високо

4.3.4. Методе PCA и MLR

Анализа главних компоненти (енгл. Principal Components Analysis) представља статистичку мултиваријациону методу која се примењује у циљу стварања компоненти на основу познатих варијабли ради могућности интерпретирања међусобних зависности. Коришћење мултиваријантне технике има за циљ да смањи димензионалност мултиваријабилног скупа података, трансформисањем у нови мањи скуп варијабли које представљају линеарне комбинације оригиналних варијабли, које се као такве могу користити као додаци првобитних варијабли, и самим тим обезбедити једноставнију основу за графички приказ и сумирање података (Everitt и Hothorn, 2011). У оквиру анализе, варијабле које међусобно имају везе групишу се у компоненте (Botelho et al., 2006). Компоненте представљају скупове варијабли које су у корелацији. Сматра се да компонентне одражавају темељне процесе који стварају везе између варијабли. Одређену компоненту лакше је интерпретирати кад је неколико проматраних варијабли у високој корелацији са истом, поготово у случајевима када те исте варијабле нису у корелацији са другим компонентама. Методологију су развили Pearson (1901) и Hotelling (1933), док је своју пуну примену остварила у другој половини XX века са развојем компјутерских технологија.

4.3.4.1. Провера веродостојности сета података

Провера веродостојности сета података унутар анализа главних компоненти врши се помоћу: дескриптивне статистике (енгл. Descriptive Statistics), КМО теста (енгл. Kaiser-Meyer-Olkin Measure of Sampling Adequacy) и комуналитета (енгл. Communalities), при чему наведене методологије пружају минимални стандард који треба проћи пре него што се изврши целокупна анализа.

Дескриптивна статистика пружа основни опис варијабли приказом њихове средње вредности (енгл. Mean), стандарне девијације (енгл. Standard Deviation) и укупног броја узорака (енгл. Analysis N).

Резултати КМО теста варирају у опсегу између 0 и 1, при чему се вредности близу 1 сматрају пожељним за анализу, док се вредности испод 0.5 сматрају неприхватљивим.

Комуналитет (енгл. Communalities) представља проценат сваке варијабле који се може објаснити главним компонентама коришћењем екстрактоване вредности која се креће у распону од 0 до 1. Варијабле са високим екстрактованим вредностима су адекватно представљене у оквиру резултата анализе, и супротно.

4.3.4.2. Корелација варијабли

Корелација варијабли (енгл. Correlation) је статистичка метода која описује јачину и смер везе између две варијабле. У пракси се најчешће употребљава Pearson коефицијент корелације (1895), коришћен и приликом овог истраживања, а основна формула гласи:

$$\rho_{x,y} = \frac{cov(X,Y)}{\sigma_x \sigma_y}$$

Наведене вредности представљају:

- cov – коваријансу,
- σ_x – стандардну девијацију вредности X варијабле, и
- σ_y – стандардну девијацију вредности Y варијабле.

Добијени резултати се крећу у распону од -1 до +1 и тумаче се на следећи начин:

- +1 означава да за сваки позитиван пораст од 1 у једној варијабли постоји позитиван пораст од 1 у другој (позитивна корелација).
- -1 означава да за сваки позитиван пораст од 1 у једној варијабли постоји негативни пад од 1 у другој (негативна корелација).
- 0 означава да за сваки пораст у једној варијабли не доводи до позитивног или негативног повећања друге варијабле.

4.3.4.3. Вредност компоненти

Вредност компоненти (енгл. Eigenvalues) нумерички изражава вредност својства свих коришћених компоненти приликом анализе а чији број је једнак укупном броју варијабли. Само компоненте које имају нумеричку вредност преко 1 се издвајају за даљу анализу. Вредност компоненти се детаљније објашњава коришћењем процентуалног приказа заступљености варијабли, као и њиховим кумулативним вредностима. Заступљеност варијабли процентуално изражава све варијабле које обрачунава свака компонента, док кумулативна вредност збирно садржи кумулативни проценат варијабле приказане у текућој колони и свих претходних варијабли.

Скри плот (енгл. Scree Plot) графички представља смањујућу функцију вредности компоненти за сваку компоненту коришћену у оквиру анализе.

4.3.4.4. Корелација варијабли и компоненти

Корелација између варијабле и компоненте је статистичка метода која описује јачину и смер везе између варијабле и компоненте у оквиру анализа главних компоненти. Приказује се нумерички са опсегом вредности који се креће у распону од -1 до +1, при чему позитивне вредности представљају позитивну корелацију између варијабле и поједине компоненте, и обрнуто.

Наведена корелација се може приказати и графички уз помоћ тродимензионалног дијаграма (у облику коцке ради лакшег интерпретирања добијених резултата).

4.3.4.5. Интерпретација зависности варијабли и компоненти методом вишеструке регресије (MLR)

Вишеструка регресија (енгл. Multiple Regression, MLR) је статистичка метода за проучавање односа између једне зависне варијабле и једне или више независних

варијабли, одваја ефекте независних варијабли на зависну варијаблу тако да може анализирати јединствени допринос сваке варијабле (Allison, 1999).

Вишеструка регресија је примењена у оквиру дисертације на начин да су вредности за сваки микроелемент у одређеном хоризонту представљене у виду зависне варијабле, док су вредности компоненти добијених путем РСА методе коришћене у виду независних варијабли, да би се као крајњи резултат добио појединачни утицај сваке компоненте на одређени микроелемент у датом хоризонту.

4.4. Геостатистичке методе

Географске информационе системе (ГИС) можемо дефинисати као моћан скуп алата за прикупљање, чување, анализирање, трансформацију и приказ просторних података из реалног света (Burrough, 1986), или као систем базе података са специфичним могућностима за рад са просторно оријентисаним подацима, као и скупом операција за манипулисање тим подацима (Star и Estes, 1990)

Простор представља основну компоненту сваког географског информационог система, тако да употребом координатног система можемо одредити сваку локација на земљиној површини помоћу скупа бројева. Република Србија од 2011. године званично користи Универзалну Трансверсну Меркаторову (UTM) пројекцију (Службени гласник 2009, 2010), која спада у групу елипсоидних пројекција и за апроксимацију земљине кугле користи WGS 84 елипсоид, тако да су сви просторни подаци складиштени у дигиталном облику коришћени приликом израде овог рада израђени у наведеној пројекцији са одговарајућом апроксимацијом.

Просторни подаци складиштени у дигиталном облику могу бити у форми векторског или растерског модела:

- Векторски модел се састоји од једне или више координата (X и Y вредности) чије је намена позиционирање неког објекта на земљиној површини. Сваки објекат који користи наведени модел може се презентовати комбинацијом геометријске компоненте (тачка, линија и полигон), атрибутских података и топологије (Wheatley и Gillings, 2002).

- Растерски модел се састоји од мреже ћелија (енгл. pixel), које не садрже атрибутске податке и топологију, већ је свака ћелија представљена путем непромењиве вредности.

Повезивање анализа података статистичким техникама са географским информационим системима је засновано на идеји да се добију јасније информације, интегрисане путем просторне и статистичке перспективе (Goodchild et al., 1992). Многобројна истраживања су проучавала и проучавају различите приступе интеграције статистичке анализе података унутар ГИС-а (Anselin и Getis, 1992; Bailey и Gatrell, 1995; Scott, 1993), а све вођено идејом да се сваки екосистем састоји од низа слојева различитих врста просторно оријентисаних информација који се могу заједно анализирати (Longley et al., 2005).

4.4.1. Интерполација

Методe интерполације омогућују формирање површине која се заснива на подацима са мерних тачака и предвиђеним вредностима исте променљиве на свим осталим тачкама неке територије (Иветић и сар., 2010). Постоји више метода интерполације просторно оријентисаних података (DayMet, Inverse Distance Weighting, Gaussian Process Regression, Thiessen polygons и др.), при чему је у овом истраживању коришћена кригинг метода. Принцип кригинг методе је да узорци просторно дистрибуирани на мањој раздаљини имају већу вероватноћа да буду слични, у поређењу са онима који су удаљенији (Matheron, 1963; McGrath et al., 2004). Наведена метода је напреднија од осталих јер узима у обзир два сета раздаљина приликом финалног прорачуна. Први сет представљају раздаљине између локација интереса и локација узорковања, док други узима у обзир само удаљеност између локација узорковања (Ha et al., 2014). Мапирање микроелемената често се приказује интерполацијом вредности њихове концентрације (McBratney et al., 2003; Hengl и Neuvelink 2004; Rodríguez Lado et al., 2008; Chowdhury et al., 2010; Hassan и Atkins 2011; Чакмак и сар., 2014).

4.5. Метода аналитичког хијерахијског процеса (АХП)

Аналитички хијерахијски процес (енгл. Analytic Hierarchy Process) је математичка метода за одређивање важности фактора која се користи приликом вишекритеријумског одлучивања, чији поставку је изумео Thomas Saaty (1980). АХП сублимира све факоре у оквиру хијерахије у међусобној вези, тако да се може уочити како промена једног фактора утиче на остале факторе. АХП метода је до сада употребљавана у многобројним истраживањима у комбинацији са географским информационим системима за изучавање међусобних веза између еродибилности земљишта и других фактора (Banai, 1993; Schmoldt, 2013; Yalcin, 2008; Komac, 2006; Nekhay et al., 2009; Tamene et al., 2017; Вулевић и Драговић, 2017).

Приликом истраживања коришћена су четири фактора у циљу добијања финалне карте деградираних подручја: еродибилност земљишта, индекс укупног еколошког ризика, киселост земљишта и начин коришћења земљишта. Факторима се додељује значај путем нумеричких вредности које се крећу у опсегу од 1 до 9. Коефицијент конзистентности (енгл. Consistency Ratio) у оквиру анализе представља међусобну подобност фактора а уколико је наведена вредност преко 0.1 добијени резултати неће бити меродавни (Saaty, 2012). На крају анализе се додељује тежински коефицијенти свим факторима, који у свом збиру даје вредност 1, што омогућава рангирање фактора по важности.

5. РЕЗУЛТАТИ И ДИСКУСИЈА

5.1. Морфолошке карактеристике земљишта

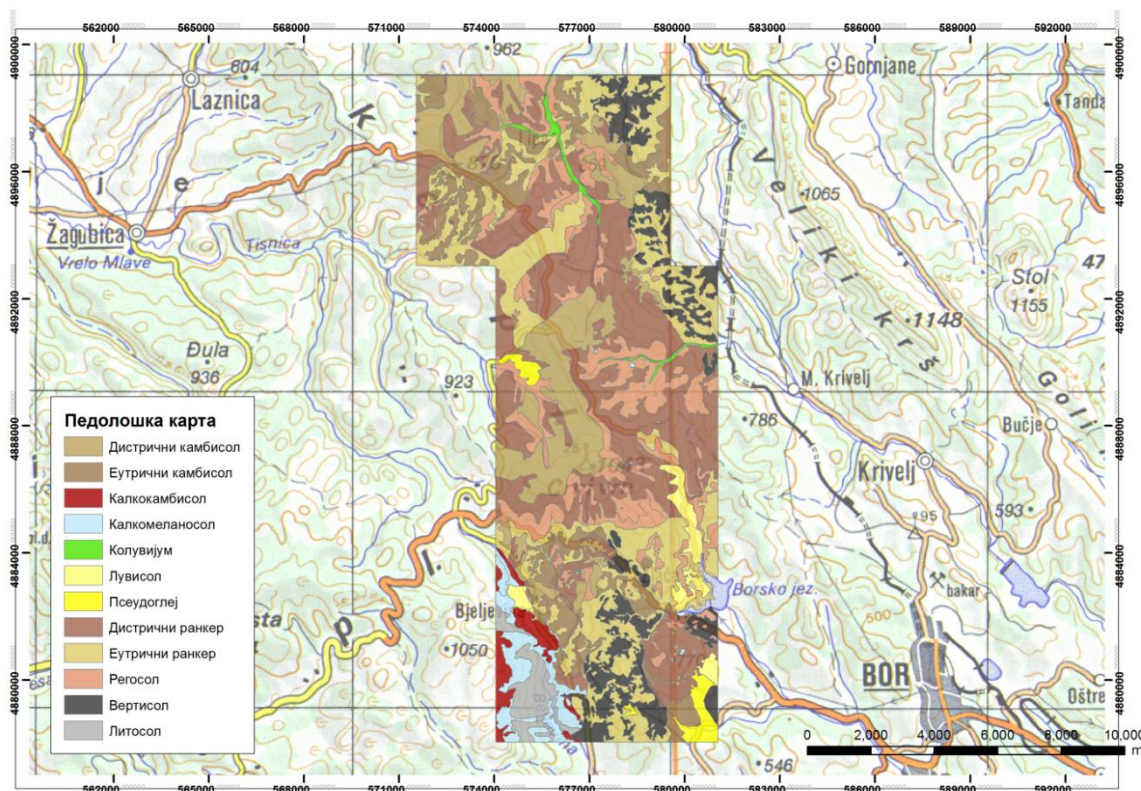
На испитиваном подручју установљено је једанаест типова земљишта. Код ранкера, који заузима највеће површине, издвојени су подтипови: еутрични и дистрични. Њихова процентуална заступљеност приказана је у табели бр. 12, док је њихов просторни распоред приказан на слици бр. 7.

Табела бр. 12 – Типови земљишта у оквиру истраживаног подручја

Назив	Површина (км ²)	Површина (%)
Дистрични камбисол	19.63	12.84
Еутрични камбисол	15.06	9.85
Калкокамбисол	4.07	2.66
Калкомеланосол	2.71	1.77
Колувијум	1.07	0.70
Лувисол	2.93	1.92
Псеудоглеј	2.01	1.31
Дистрични ранкер	39.64	25.92
Еутрични ранкер	29.73	19.44
Регосол	20.46	13.38
Вертисол	12.50	8.17
Литосол	3.10	2.03
Укупно:	152.91	100.00

За издвајање типова и подтипова земљишта коришћена је важећа класификација Шкорић и сар. (1985).

Основна педолошка подлога је преузета из пројекта „Карактеристике земљишта подручја Црног врха (Бор)“ у размери 1:10.000 коју је израдио Институт за земљиште у Београду (2007), модификовао MSc Дарко Јарамаз.



Слика бр. 7 – Педолошка карта истраживаног подручја
(Институт за земљиште, 2007 - модификовао MSc Дарко Јарамаз)

Колувијум (Colluvic Regosol, WRB, 2006) је неразвијено или слабо развијено земљиште са могућим (A) или Ар хоризонтом, образованим спирањем супстрата и земљишта са виших терена бујичним водотоцима, површинским водама и рецентном седиментацијом тако еродираниог материјала у подножју тих терена (Шкорић и сар., 1985). У оквиру испитиваног подручја колувијална земљишта се налазе у узаним долинама поред потока и заузимају површину од 107 ha (0.70 %). У зависности од количине и састава еродираниог материјала површински хоризонт може бити неразвијени или молични, дубине од 5-40 cm. Испод хумусног хоризонта ређају се

слојеви различитог састава, најчешће песковито глиновите иловаче и иловаче. Скелетност је присутна целом дубином профила, структура неизражена а пропустљивост за воду добра.

Регосол (Lithic Leptosol и Naplic Leptosol, WRB, 2006) је неразвијено или слабо развијено земљиште чије су основне карактеристике плитак, иницијални хумусни хоризонт (A), редовно испод 20 cm, који лежи на литичном, или реголитичном матичном супстрату. Иницијални (A) хоризонт често покрива органска простирка, од 3-15 cm дебљине. Одликује га лак механички састав - по текстури је песковита иловача, ређе иловача. Иницијални хумусни хоризонт је пун скелетних одломака матичног супстрата. На испитиваном подручју регосоли се налазе на стрмим нагибима и појединим врховима планинских падина, заузимају површину од 2046 ha (13.38 %).

Ранкери (Naplic Leptosol (Dystric) и Naplic Leptosol (Eutric), WRB, 2006) захватају највећу површину на истаживаном подручју, која износи 6937 ha (45.37 %). Њихова основна карактеристика је хумусни хоризонт дубљи од 20 cm, светло смеђе до тамно смеђе боје у зависности да ли је охричан, моличан или умбричан. Често је покривен органском покривком. Постепено прелази у матични супстрат, најчешће реголитичним, ређе литичним контактом. По механичком саставу је песковита иловача и иловача, углавном скелетоидан, слабо изражене зрнасте структуре, добро дрениран. Зависно од нагиба и покривности ранкери могу бити доста угрожени процесима ерозије водом и ветром. Зависно од хемијског састава заступљена су два подтипа: еутрични и дистрични ранкер.

Вертисол (Naplic Vertisol, WRB, 2006) се простире на благим падинама и нижим надморским висинама, а налази се заједно са ранкерима. Образован је на андезиту и андезитским туфовима. Дубина профила је различита, од 30-110 cm, док је његова грађа: Avt-AvtC-C и Avt-C. Одликује га тамна боја, тежак механички састав, збијеност и слаба дренираност, посебно на равним теренима. Структура је зрнаста и призматична. У плићим профилима су ситни одломци скелета присутни у A хоризонту, а у дубљим профилима јављају се у AC хоризонту. У оквиру истраживаног подручја вертисол заузима површину од 1250 ha (8.17 %).

Камбисоли (Cambisol, WRB, 2006) настају на блажим падинама и равним теренима, где се стварају повољни хидротермички услови за процес посмеђивања и стварања камбичног хоризонта - (B)v. Грађа профила је најчешће A-(B)v-C, а ређе се јавља прелазни (B)vC хоризонт или литични контакт. Камбисоли су формиран на различитим супстратима. На матичним супстратима сиромашним базама (гранодиориту, дациту и дацито-андезиту) формиран је дистрични камбисол (Leptic Cambisol (Dystric), WRB, 2006), док је еутрични камбисол (Haplic Cambisol (Eutric), WRB, 2006) углавном образован на андезитима и андезитским туфовима, богатијим базама. Засићеност базама и реакција утичу на развој камбисола и њихова основна својства, укључујући израженост процеса аргилогенезе, мобилност једињења гвожђа, тип акумулације хумуса, општу трофичност. На истраживаном подручју камбисоли заузимају површину од 3469 ha (22.69 %), при чему се еутрични камбисол простире на 1506 ha (9.85 %), а дистрични на 1963 ha (12.84 %). Еутрични камбисол има степен засићености базама изнад 50%, са хумусним Амо хоризонтом тамно смеђе боје која се са дубином мења у црвенкасто-смеђу. Дистрични камбисол има мањи степен засићености базама од 50%, што је допринело стварању Аох хоризонта, са знатним уделом фулво киселина, жуто смеђе боје, или киселог Аум хоризонта тамније боје. Оба типа земљишта карактерише А хоризонт дубине 20-30 cm, док је дубина солума различита, али најчешће 40-60 cm. Површински хоризонт је иловастог састава, негде и песковито глиновита иловача и песковита иловача, зрансте структуре, а илувијални је збијенији, по саставу углавном иловача и глиновита иловача, орашасте и грудвасте структуре, мање пропусан за воду.

Калкомеланосол (Mollic Leptosol, WRB, 2006) има профил дубине до 30 cm, који има молични (Амо) или органски (О) хоризонт, који лежи на тврдом и чистом кречњаку или доломиту (Шкорић и сар., 1985). Налази се на стрмим нагибима и појединим планинским врховима изложеним ерозији водом и ветром. Тамно смеђе је боје, зрнасте структуре, тешког механичког састава – по текстури глиновита иловача и глина, са доста одломака кречњака. Заузима површину од 271 ha (1.77 %).

Калкокамбисол (Haplic Cambisol (Eutric), WRB, 2006) се образује резидуалном акумулацијом нерастворног остатка кречњака, који заостаје после растварања CaCO₃.

Земљиште је средње дубоко до дубоко. Хумусни хоризонт је молични, тамно смеђе боје и зрнасте структуре. По механичком саставу је глиновита иловача. Камбични (B)rz хоризонт је црвенкасто смеђе боје, полиедричне структуре и нешто тежег механичког састава – глина и глиновита иловача. Заузима површину од 407 ha (2.66 %).

Лувисол (Abic Luvisol, WRB, 2006) се налази на равним и благо нагнутим теренима. Његова основна карактеристика је постојање елувијалног и илувијалног хоризонта, као последица испирања глине и базних катјона. Грађа профила је: Aoh-E-Vt-C, односно Amo-E-Vt-C. У појединим профилима у илувијалном хоризонту појављује се оглејавање, а могућа је његова диференцираност на подхоризонте. Хумусно-акумулативни хоризонт има зрнасту структуру, иловастог је састава, дубине 25-35 cm. Елувијални хоризонт је светло смеђе боје, безструктуран, моћности 20-35 cm, а илувијални смеђе и црвенкасто смеђе боје, збијенији и глиновитији, мање пропусности од претходних хоризоната, моћности 20-60 cm. Површина под лувисолом износи 293 ha (1.92 %).

Псеудоглеј (Haplic Planosol (Siltic), WRB, 2006) се налази у депресијама, на равним и благо нагнутим теренима, на површини од 201 ha (1.31 %). Његова основна карактеристика је постојање тешко пропусног хоризонта у горњем делу профила, изнад кога се задржава вода током године. Грађа профила је најчешће: Amo-Eg-Vtg-C. Дубина профила је од 63-135 cm, моћност А хоризонта од 20-36 cm, а елувијалног од 11-34 cm. Хумусно-акумулативни хоризонт је моличан, јер је засићеност базама висока, као последица матичног сурстрата – андензита и андезитских туфова. Грудвасте је структуре, иловастог састава. Исте текстуре је и елувијални хоризонт, слабо изражене структуре, а илувијални збијенији, полиедричне структуре, по саставу најчешће глиновита иловача, слабије пропусности.

Приликом предходног описа типова земљишта, приказ номенклатуре по WRB класификацији је урађен на основу смерница у оквиру пројекта „Усклађивање номенклатуре основне педолошке карте са WRB класификацијом“ (Шумарски факултет Универзитета у београду, 2011 - руководиоцац пројекта др Кнежевић, М.).

5.2. Основне физичке и хемијске карактеристике земљишта

5.2.1. Механички састав земљишта

Основна физичка својства земљишта проучаваног подручја раздвојена по типу земљишта са припадајућим хоризонтима су представљена у табели број 13. Приказане су средње, минималне и максималне вредности за крупан песак (>0.2 mm), ситан песак (0.02-0.2mm), прах (0.002-0.02mm), глину (<0.002mm) и укупан песак (>0.02mm).

Табела бр. 13 - Механички састав проучаваних земљишта

Тип земљишта	Хоризонт	n*	Крупан песак (>0.2mm)	Ситан песак (0.02-0.2mm)	Прах (0.002- 0.02mm)	Глина (<0.002mm)	Укупан песак (>0.02mm)	Укупна глина (<0.02mm)
Дистрични	А	14	16.82	27.85	32.53	22.80	44.67	55.33
			5.40	19.70	24.20	16.00	37.70	62.30
			34.30	37.30	43.80	31.30	59.20	40.80
Дистрични	(В)v	13	13.82	26.59	34.11	25.48	40.42	59.58
			2.50	19.10	23.80	18.60	29.60	70.40
			25.70	33.50	44.00	35.40	53.60	46.40
Дистрични	(В)vC, С	5	12.98	21.22	27.98	17.82	34.20	65.80
			2.30	18.00	21.80	14.50	23.70	76.30
			22.70	29.80	44.00	23.70	52.50	47.50
Еутрични камбисол	А	31	14.69	25.20	29.48	20.95	39.89	60.11
			4.50	17.60	21.10	15.30	32.70	67.30
			33.80	42.00	44.70	28.90	54.90	45.10
Еутрични камбисол	(В)v	21	16.93	24.55	27.88	25.88	41.48	58.52
			6.10	18.90	21.90	15.70	34.70	65.30
			40.30	42.00	45.00	42.00	64.50	35.50
Еутрични камбисол	(В)vC, С	9	12.79	21.37	22.76	19.76	34.16	65.84
			4.10	15.80	18.70	14.20	31.70	68.30
			27.30	35.30	31.80	37.80	50.40	49.60
Калкокамбисол	Амо	10	7.00	25.92	31.62	35.46	32.92	67.08
			2.30	17.90	19.50	22.40	21.50	78.50
			20.20	37.90	39.70	45.50	58.10	41.90
Калкокамбисол	(В)rz	7	6.91	23.83	29.71	39.54	30.74	69.26
			1.10	20.40	20.30	29.40	24.00	76.00
			18.10	30.60	41.10	46.50	43.80	56.20
Калкомеланосол	Амо	9	2.99	19.17	31.94	34.79	22.16	77.84
			2.00	12.00	21.10	25.30	16.70	83.30
			6.90	24.50	42.30	46.40	27.50	72.50
Колувијум	Амо, (А)	4	18.50	31.43	27.68	22.40	49.93	50.07
			16.30	29.70	23.40	18.70	48.00	52.00
			20.10	33.10	33.30	28.30	53.20	46.80

Тип земљишта	Хоризонт	n*	Крупан песак (>0.2mm)	Ситан песак (0.02-0.2mm)	Прах (0.002- 0.02mm)	Глина (<0.002mm)	Укупан песак (>0.02mm)	Укупна глина (<0.02mm)
Колувијум	C1, AмоC	4	14.90	24.38	17.08	18.65	39.28	60.72
			9.20	16.90	13.10	12.90	25.60	74.40
			25.40	35.00	25.00	27.30	55.80	44.20
Колувијум	C2-C4	5	25.56	25.50	28.12	20.82	49.06	50.94
			14.10	19.60	22.00	14.30	41.00	59.00
			39.30	30.00	37.40	28.10	58.90	41.10
Лувисол	Амо	5	18.56	26.90	32.78	21.76	45.46	54.54
			7.60	23.70	26.90	17.70	34.00	66.00
			29.60	30.40	35.50	31.30	53.30	46.70
Лувисол	Е	4	19.53	26.48	32.40	21.60	46.00	54.00
			8.10	23.90	28.60	16.40	33.70	66.30
			31.10	31.00	36.20	30.10	55.00	45.00
Лувисол	Bt	5	18.60	24.62	30.74	26.04	43.22	56.78
			9.50	20.90	21.80	21.00	37.70	62.30
			32.00	28.20	35.90	32.00	52.90	47.10
Псеудоглеј	Амо	5	9.82	28.06	33.26	28.86	37.88	62.12
			3.80	20.50	24.80	24.80	24.30	75.70
			15.20	32.60	50.90	37.80	47.80	52.20
Псеудоглеј	Eg	6	11.38	26.56	33.04	29.02	37.94	62.06
			3.00	16.10	20.30	26.00	19.10	80.90
			20.00	33.70	53.10	38.20	53.70	46.30
Псеудоглеј	Btg	8	12.78	23.87	28.98	34.37	36.65	63.35
			5.50	16.80	16.10	27.90	22.30	77.70
			22.70	32.40	49.80	45.20	55.10	44.90
Ранкер	А, О	146	17.14	19.17	18.99	12.50	36.32	63.68
			5.70	14.20	10.10	7.90	17.60	82.40
			66.40	44.60	49.70	30.50	83.00	17.00
Ранкер	AC, C	83	24.20	24.53	24.59	15.72	48.84	51.16
			7.40	18.10	14.80	10.20	22.30	77.70
			64.50	47.20	52.00	27.50	85.60	14.40
Регосол	(A)	14	25.72	24.26	26.03	16.85	49.98	50.02
			9.11	16.10	17.10	11.20	19.10	80.90
			48.50	33.90	41.70	30.20	63.80	36.20
Вергисол	Амо	34	12.95	24.48	22.21	28.59	37.43	62.57
			8.70	17.80	16.20	21.20	23.40	76.60
			27.60	34.50	34.40	47.20	49.70	50.30
Вергисол	AC, C	24	15.58	21.05	18.79	27.62	36.92	63.08
			10.60	17.10	13.70	19.30	24.20	75.80
			31.70	33.50	34.00	51.10	55.90	44.10

Механички састав земљишта је различит у зависности од типа земљишта, супстрата и других педогенетских чинилаца.

Колувијуми имају неуједначен састав, како просторно, тако и по дубини. По текстури су песковито глиновите иловаче и иловаче, а са дубином се удео фракција мења неправилно у зависности од састава акумулираног материјала.

Регосоли су лакшег механичког састава, по текстури песковите иловаче и иловаче, са знатним уделом крупног песка, просечно 26%.

Ранкери, који доминирају на овом подручју, садрже најчешће од 12-22% глине. Садржај укупног песка веома варира по профилима, а по дубини се углавном повећава, тако да износи просечно 36% у хумусно-акумулативном до 49% у прелазном АС хоризонту и супстрату, од чега крупан песак чини у просеку око половину ових честица. По текстури су песковите иловаче и иловаче, ређе песковито глиновите иловаче.

Вертисоле одликује тежи механички састав. Налазе се на заравнима и падинама, када могу бити изложени ерозији, тако да су плићи са више грубљих фракција. По текстури су углавном глиновите иловаче и песковито глиновите иловаче. Преовлађују честице праха и глине, при чему је најчешће присутна монтморилонитска глина, која чини да земљиште бубри у влажном стању, а пуца када је суво.

Тежи механички састав имају и земљишта на једром кречњаку. Калкомеланосол је по текстурном саставу глиновита иловача и глина, са садржајем укупне глине изнад 70%, а честица глине изнад 32%. Код земљишта типа калкокамбисол хумусно-акумулативни хоризонт је најчешће глиновита иловача, док се у дубљем илувијалном хоризонту, где је акумулиран нерастворни остатак при растварању кречњака, повећава садржај глине, просечно 4%, тако да је по текстури (В)гз глиновита иловача и глина.

Механички састав дистричног и еутричног камбисола је лакши, површински хоризонт је по саставу иловача, ређе глиновита иловача, песковито глиновита иловача и песковита иловача (садржај глине од 15-31%, просечно 21-23%). Дубљи илувијални хоризонт има мало већи удео честица глине (просечно око 25%), а по текстури углавном остаје у поменутиим текстурним класама.

Лувисол и псеудоглеј су земљишта која карактерише текстурно диференцирање по дубини профила. Елувијални хоризонти лувисола су по текстури углавном иловаче, ређе песковите иловаче и глиновите иловаче, а дубљи садрже просечно 5% више глине, али углавном остају у истим текстурним класама.

Псеудоглеј има хумусно- акумулативни А и елувијални Е_g хоризонт са 25-38% глине, просечно 29%. По саставу су углавном иловаче и песковито глиновите иловаче. У илувијаном В_{tg} хоризонту се повећава садржај глине, просечно износи 34% (од 27-45%) а по текстури је најчешће глиновита иловача.

5.2.2. Хемијске карактеристике земљишта

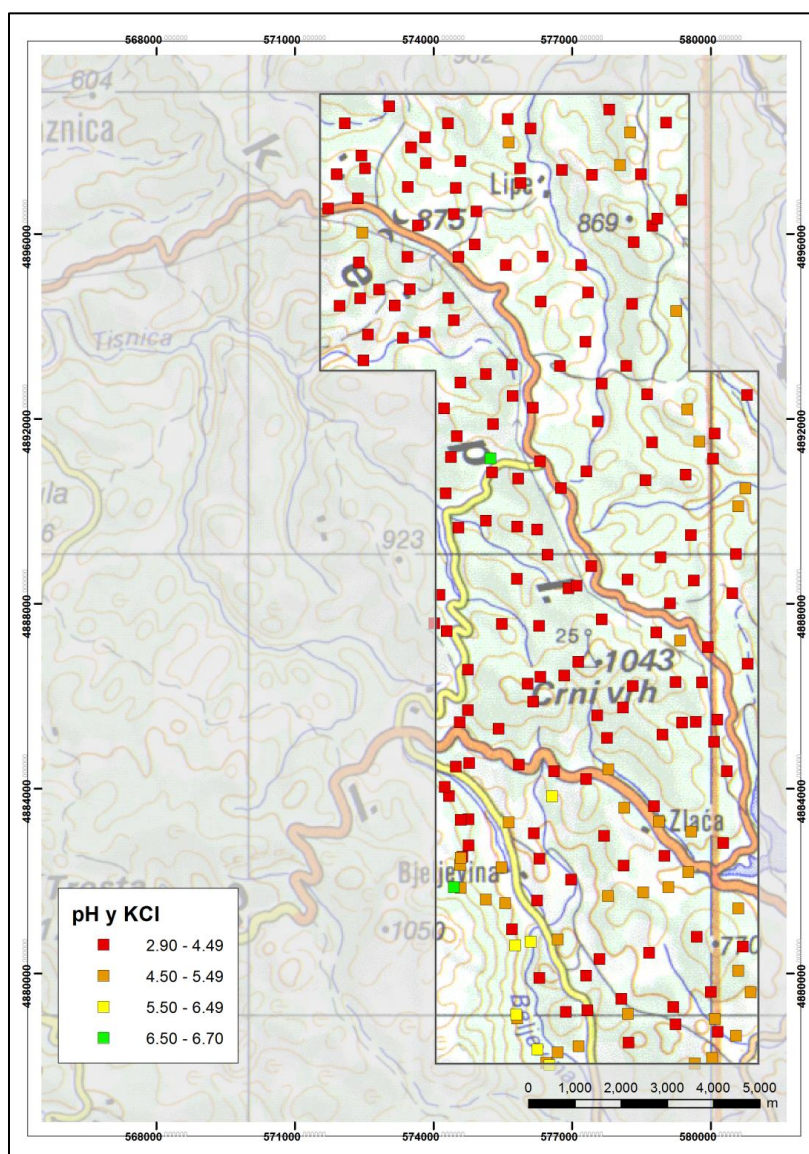
Основна хемијска својства земљишта проучаваног подручја раздвојена по типу земљишта са припадајућим хоризонтима су представљена у табели број 14. Приказане су средње, минималне и максималне вредности за рН (H₂O), рН (KCl), хумус (%), N (%), P₂O₅ (mg/100g), K₂O (mg/100g), T-S, S, T и V (%).

Табела бр. 14 - Основне хемијске карактеристике проучаваних земљишта

Тип земљишта	Хоризонт	n*		рН у H ₂ O	рН у KCl	Хумус (%)	N (%)	P ₂ O ₅ (mg/100g)	K ₂ O (mg/100g)	T-S cmol kg ⁻¹	S cmol kg ⁻¹	T cmol kg ⁻¹	V (%)
Дис. камбисол	О	7	avg:	/	/	9.88	0.32	/	/	/	/	/	/
			min:	/	/	7.10	0.22	/	/	/	/	/	/
			max:	/	/	16.11	0.52	/	/	/	/	/	/
Дис. камбисол	А	14	avg:	4.23	3.49	6.09	0.22	3.32	18.57	34.58	10.26	45.01	24.07
			min:	3.80	3.25	3.51	0.12	0.15	8.36	19.40	5.24	30.27	11.21
			max:	4.80	3.90	9.87	0.37	12.78	37.48	61.25	22.24	72.89	49.49
Дис. камбисол	(B) _v	13	avg:	4.67	3.79	2.58	/	0.31	11.06	20.42	12.13	32.73	35.91
			min:	4.15	3.60	1.02	/	0.01	4.43	13.07	4.84	24.75	15.29
			max:	5.14	4.25	4.98	/	1.50	16.87	27.69	26.44	46.84	49.16
Дис. камбисол	(B) _v C, C	5	avg:	4.61	3.71	1.48	/	0.29	12.41	18.06	11.54	29.60	39.55
			min:	4.10	3.55	1.09	/	0.10	8.59	13.73	7.24	26.97	22.55
			max:	4.90	3.80	2.31	/	1.15	15.48	24.86	14.84	32.10	49.98
Еут. камбисол	О	3	avg:	/	/	5.65	0.16	/	/	/	/	/	/
			min:	/	/	4.10	0.10	/	/	/	/	/	/
			max:	/	/	8.52	0.24	/	/	/	/	/	/
Еут. камбисол	А	31	avg:	5.41	4.32	3.97	0.17	1.39	20.27	10.81	23.55	34.29	69.81
			min:	4.70	3.80	1.56	0.10	0.30	7.33	3.71	14.04	21.59	49.12
			max:	7.05	5.90	7.50	0.31	12.16	47.34	20.41	34.48	45.86	87.39
Еут. камбисол	(B) _v	21	avg:	5.77	4.41	1.67	/	0.45	13.13	8.02	27.92	35.82	76.60
			min:	4.70	3.60	0.32	/	0.20	6.61	2.67	14.08	20.72	46.05
			max:	6.95	5.35	3.63	/	3.99	31.16	17.39	57.68	64.83	91.10
Еут. камбисол	(B) _v C, C	9	avg:	5.68	4.38	1.01	/	0.48	12.62	7.73	24.62	32.35	75.02
			min:	4.60	3.80	0.61	/	0.20	5.61	3.64	12.84	25.92	47.60
			max:	7.20	6.05	1.41	/	1.52	18.65	14.14	35.24	42.35	85.96
Калкокамбисол	А _{то}	10	avg:	6.11	5.12	4.63	0.22	2.67	16.73	9.34	31.36	40.70	76.28
			min:	5.10	4.20	2.02	0.10	0.30	10.99	1.79	20.44	27.66	54.43
			max:	7.45	6.50	7.41	0.39	17.48	21.35	19.83	55.68	58.02	95.97

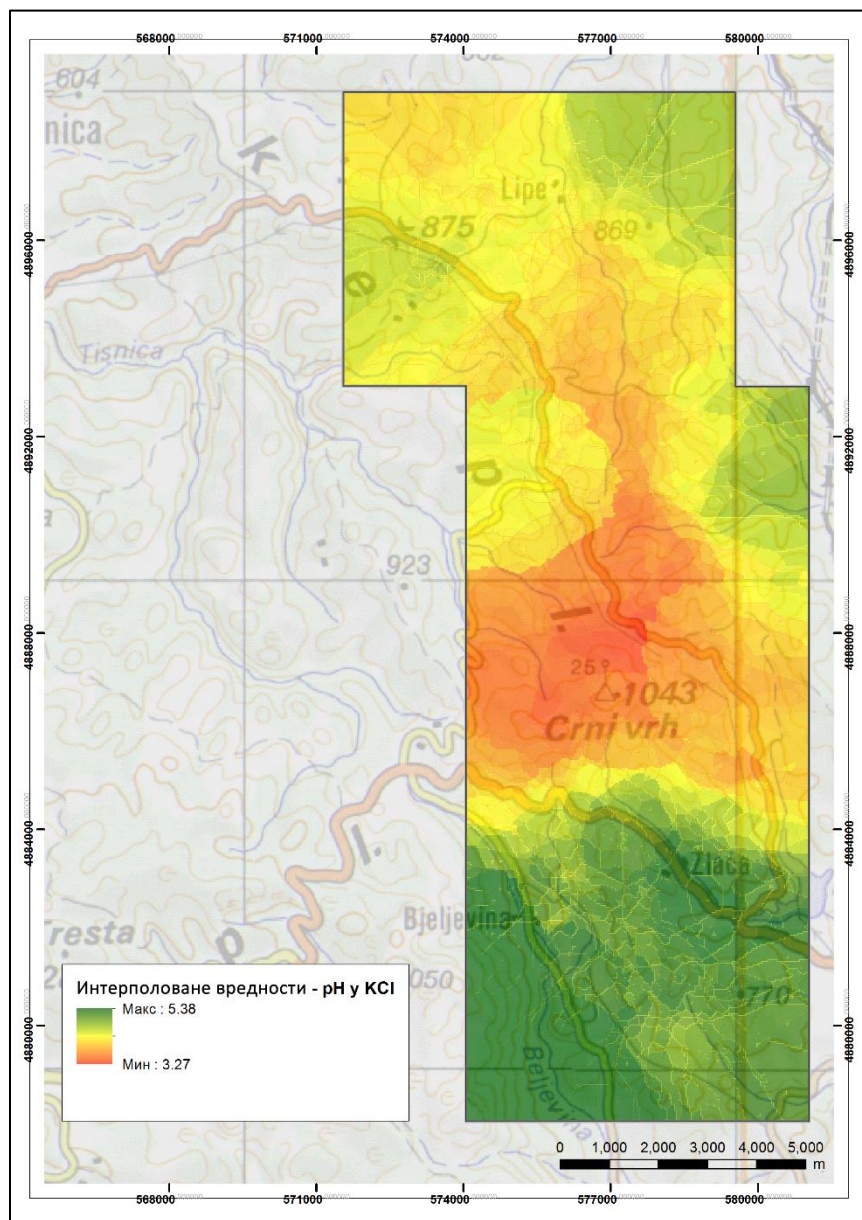
Тип земљишта	Хоризонт	n*		pH (H ₂ O)	pH (KCl)	Хумус (%)	N (%)	P ₂ O ₅ (mg/100g)	K ₂ O (mg/100g)	T-S	S	T	V (%)
Калкокамбисол	(B)rz	7	avg:	6.33	5.18	2.16	/	1.87	17.80	5.36	32.86	38.22	85.62
			min:	5.25	4.40	1.06	/	0.20	9.43	3.12	22.48	27.96	78.81
			max:	7.50	6.60	5.67	/	14.34	23.07	7.39	51.28	55.78	92.72
Калкомеланосол	Амо	9	avg:	5.53	4.73	7.83	0.34	1.16	19.25	9.66	38.70	48.36	69.96
			min:	4.50	3.90	4.62	0.13	0.72	12.30	6.90	28.70	33.20	48.70
			max:	7.25	6.60	11.41	0.62	4.16	31.44	24.28	75.24	77.63	96.92
Колувијум	Амо, (А)	4	avg:	5.16	4.28	4.28	0.18	6.39	49.04	14.24	19.64	33.88	57.64
			min:	4.60	3.60	3.13	0.12	3.75	11.04	6.99	11.24	25.70	36.53
			max:	5.75	4.85	4.81	0.23	22.61	138.17	25.09	28.84	39.53	80.50
Колувијум	C1, АмоС	4	avg:	5.30	4.29	2.35	/	4.12	33.34	12.01	19.58	30.55	63.54
			min:	4.65	3.55	1.50	/	2.90	5.96	6.01	12.04	21.01	41.54
			max:	5.90	4.80	3.14	/	14.97	85.30	24.15	28.04	34.18	82.34
Колувијум	C2-C4	5	avg:	4.87	3.80	1.35	/	0.12	12.14	17.23	15.12	31.24	48.97
			min:	4.45	3.45	0.11	/	0.04	6.61	6.70	10.04	28.74	32.73
			max:	5.60	4.60	2.68	/	0.58	17.05	22.91	22.04	36.12	76.70
Лувисол	Амо	5	avg:	4.53	3.74	4.64	0.18	0.39	9.99	26.35	11.34	37.68	30.49
			min:	4.00	3.35	2.50	0.10	0.11	6.70	14.95	5.24	26.37	13.81
			max:	5.20	4.20	6.80	0.28	1.62	16.89	37.70	23.68	43.74	61.30
Лувисол	Е	4	avg:	5.14	4.01	2.04	/	0.02	6.90	10.54	13.56	24.10	54.55
			min:	4.40	3.50	0.79	/	0.01	4.69	7.48	6.84	18.36	31.30
			max:	5.70	4.35	3.50	/	0.03	9.79	15.02	23.28	32.45	71.75
Лувисол	Вt	5	avg:	5.21	3.98	0.78	/	0.11	12.92	8.61	16.38	24.98	61.98
			min:	4.60	3.60	0.11	/	0.04	6.02	5.95	8.04	18.54	43.30
			max:	6.15	4.60	2.51	/	0.55	28.40	11.05	29.28	37.21	78.69
Псеудоглеј	Амо	5	avg:	5.76	4.64	5.44	0.23	1.48	22.23	10.98	29.67	40.65	72.56
			min:	4.70	3.75	3.41	0.16	0.19	10.80	7.38	19.64	32.10	48.18
			max:	6.40	5.30	6.55	0.29	5.75	32.36	21.13	40.88	48.26	84.71
Псеудоглеј	Еg	6	avg:	6.16	4.70	2.64	/	0.22	15.91	7.74	30.31	38.54	79.34
			min:	5.20	4.00	1.43	/	0.10	9.08	5.69	24.44	31.73	63.78
			max:	6.50	5.10	3.42	/	0.87	22.90	13.88	37.68	43.43	86.76
Псеудоглеј	Вtg	8	avg:	6.41	4.68	1.23	/	0.05	15.46	5.85	34.55	40.39	85.15
			min:	5.30	4.00	0.41	/	0.02	10.99	3.12	26.44	35.24	69.92
			max:	7.25	5.20	2.56	/	0.40	28.40	11.38	42.08	46.18	92.97
Ранкер	А, О	146	avg:	3.40	3.81	7.12	0.27	2.83	15.46	16.47	10.35	26.83	30.11
			min:	3.00	2.90	4.70	0.14	1.47	9.72	9.50	5.90	16.80	17.90
			max:	7.40	6.70	40.47	1.21	47.30	107.69	64.76	36.08	74.15	95.60
Ранкер	АС, С	83	avg:	4.80	3.86	2.30	0.15	2.10	12.89	15.19	14.02	29.40	47.63
			min:	4.10	3.40	1.40	0.10	1.22	7.38	10.30	9.80	20.20	31.20
			max:	6.80	5.30	12.16	0.25	32.60	150.37	50.21	38.04	64.37	88.31
Регосол	О	6	avg:	/	/	16.15	0.56	/	/	/	/	/	/
			min:	/	/	10.15	0.36	/	/	/	/	/	/
			max:	/	/	19.93	0.75	/	/	/	/	/	/
Регосол	(А)	14	avg:	4.17	3.38	6.19	0.23	6.39	24.92	25.67	14.15	39.82	32.80
			min:	3.20	2.90	1.43	0.12	3.90	9.08	5.69	24.44	31.73	21.78
			max:	5.30	4.50	13.36	0.44	29.71	70.33	44.69	27.24	55.19	58.77
Вертисол	Амо	34	avg:	4.28	3.42	3.76	0.15	3.97	32.70	6.36	24.27	30.63	58.23
			min:	3.70	3.10	2.60	0.10	2.10	20.10	4.20	19.50	25.60	44.00
			max:	6.85	5.50	7.04	0.31	56.07	189.85	16.43	42.08	49.97	92.75
Вертисол	АС, С	24	avg:	6.36	4.87	2.00	/	1.79	20.92	5.95	35.77	41.78	85.39
			min:	5.70	4.20	1.20	/	0.90	7.65	3.28	22.44	28.29	64.67
			max:	7.05	5.70	3.21	/	11.18	110.15	12.94	42.88	49.83	92.38

На истраживаном подручју вредности супституционе киселости земљишта (pH у KCl) по локацијама узорковања се крећу у распону од 2.9 до 6.7, (слика 8). Доминирају земљишта јако киселе и средње киселе реакције, док је заступљеност земљишта слабо киселе и неутралне реакције знатно мања. На овом подручју сумпорни гасови који се емитују из Борског рударско-металуршког комплекса утичу на закисељавање земљишта, што је забележено у ранијим испитивањима (Антоновић и сар., 1974).



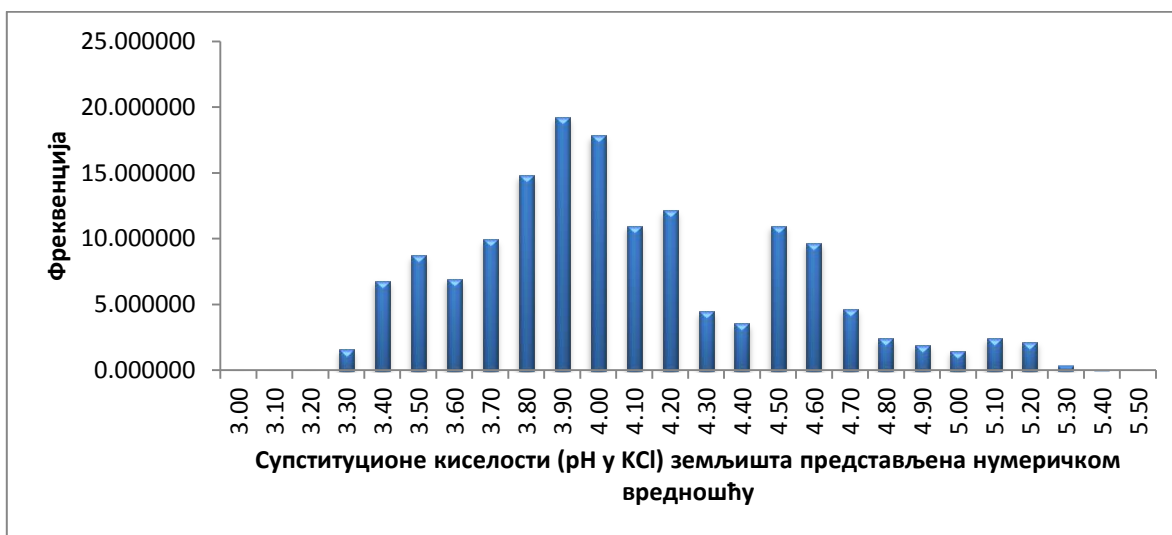
Слика бр. 8 – Карта супституционе киселости (pH у KCl) по локацијама узорковања

Просторни распоред интерполованих вредности за супституциону киселост земљишта (pH у KCl) се креће у распону од 3.27 до 5.38 (слика бр. 9). Најниже вредности су просторно концентрисане на Црном врху и његовој околини.



Слика бр. 9 - Интерполоване вредности супституционе киселости земљишта (pH у KCl)

Просечна интерполована вредност супституционе киселости (pH у KCl) износи 4.07, што сврстава целокупно истраживано подручје у категорију јако киселих земљишта (вредности < 4.5). Хистограм дистрибуције супституционе киселости земљишта је представљен на слици бр. 10.



Слика бр. 10 - Хистограм дистрибуције супституционе киселости земљишта

Кисела, дистрична земљишта (засићеност базним катјонима испод 50%) су углавном формирана на гранодиоритима, дацитима и дацито-андезитима, а еутрична на андезитима и једрим кречњацима. Дистрична земљишта су: регосол (сем једног профила), дистрични ранкер и камбисол и поједини лувисоли и колувијуми. Еутрична су земљишта на једрим кречњацима, највећи број профила вертисола и псеудоглеја, еутрични ранкер и камбисол.

Садржај органске материје у хумусно-акумулативном хоризонту највећег броја профила је средњи и висок, изнад 3%. Овакав садржај хумуса је у великој мери последица начина коришћења, јер је земљиште најчешће под травном вегетацијом и шумама.

Садржај укупног азота је најчешће средњи и висок. Приступачност азота зависи од агроколошких услова средине. У јако киселим земљиштима разлагање органске материје и ослобађање приступачног азота може бити отежано.

Снабдевеност укупним лакоприступачним фосфором у већини земљишта је слаба, на појединим ђубреним површинама средња и висока.

Обезбеђеност лакоприступачним калијумом је најчешће средња и висока. Зависи од садржаја глине у земљишту и од интензитета ђубрења.

Добра снабдевеност хумусом и механички састав су утицали на вредности капацитета адсорпције катјона, које су средње и високе (T је изнад 15 cmol kg^{-1}). Вредности указују на добру способност земљишта да задржава хранљиве и штетне елементе.

Прегледом свих основних хемијских особина у испитиваном подручју може се уочити да се издваја проблем јако киселих земљишта, у којима је снабдевеност хранљивим материјама обично слабија, а растворљивост већине полутаната повећана. Поред тога, уочава се слаба снабдевеност фосфором, што је карактеристика већине наших земљишта.

5.3. Садржаји тешких метала у земљишту

5.3.1. Укупни садржаји тешких метала

Укупни садржаји тешких метала у земљишту истраживаног подручја раздвојени по типу земљишта са припадајућим хоризонтима су представљени у оквиру табеле број 15. Приказане су средње, минималне и максималне вредности за Cd (mg/kg), Cu (mg/kg), Pb (mg/kg), Zn (mg/kg) и Fe (%).

Табела бр. 15 - Укупни садржаји тешких метала истраживаних земљишта

Тип земљишта	Хоризонт	n*		Cd (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Fe (%)
Дистрични камбисол	О	7	avg:	1.42	234.14	115.00	63.86	2.51
			min:	1.15	83.00	27.00	46.00	2.14
			max:	1.95	485.00	315.00	103.00	2.93
Дистрични камбисол	А	14	avg:	0.95	155.43	60.71	54.00	3.10
			min:	0.45	11.00	20.00	16.00	2.19
			max:	1.80	365.00	237.00	169.00	5.49
Дистрични камбисол	(В)v	13	avg:	0.70	85.92	50.54	42.46	3.13
			min:	0.25	8.00	9.00	15.00	2.01
			max:	1.90	198.00	332.00	89.00	4.99
Дистрични камбисол	(В)vC, C	5	avg:	0.51	77.60	17.60	40.40	3.21
			min:	0.25	11.00	6.00	31.00	1.94
			max:	0.85	200.00	25.00	50.00	3.89
Еутрични камбисол	О	3	avg:	1.62	174.67	52.67	47.67	2.77
			min:	1.10	96.00	40.00	29.00	2.09
			max:	2.40	283.00	61.00	63.00	3.40
Еутрични камбисол	А	31	avg:	0.92	119.03	28.94	41.65	2.80
			min:	0.25	5.00	2.00	12.00	2.10
			max:	1.60	293.00	91.00	109.00	3.90
Еутрични камбисол	(В)v	21	avg:	0.61	75.76	15.29	29.86	2.97
			min:	0.10	7.00	4.00	21.00	2.35
			max:	1.55	286.00	53.00	55.00	5.11
Еутрични камбисол	(В)vC, C	9	avg:	0.70	94.67	24.89	41.67	3.03
			min:	0.35	60.00	14.00	22.00	2.50
			max:	1.50	171.00	98.00	176.00	4.91
Калкокамбисол	Амо	10	avg:	0.89	89.80	35.50	58.00	2.85
			min:	0.50	34.00	19.00	37.00	2.60
			max:	1.60	215.00	68.00	91.00	4.85
Калкокамбисол	(В)rz	7	avg:	0.79	74.71	25.14	55.29	3.25
			min:	0.30	28.00	12.00	31.00	2.83
			max:	1.35	199.00	60.00	86.00	3.81
Калкомеланосол	Амо	9	avg:	1.54	122.00	53.44	71.44	3.36
			min:	0.75	49.00	26.00	53.00	2.84
			max:	2.40	240.00	92.00	86.00	4.46

Тип земљишта	Хоризонт	n*		Cd (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Fe (%)
Колувијум	Амо, (А)	4	avg:	1.23	102.75	45.25	57.75	3.51
			min:	0.75	5.00	11.00	37.00	2.57
			max:	2.00	161.00	71.00	72.00	4.70
Колувијум	C1, АмоС	4	avg:	0.95	95.50	40.00	50.75	3.19
			min:	0.40	4.00	16.00	33.00	2.09
			max:	1.55	152.00	58.00	59.00	4.08
Колувијум	C2-C4	5	avg:	0.75	50.20	39.40	53.00	2.47
			min:	0.40	2.00	20.00	50.00	2.10
			max:	1.60	145.00	49.00	57.00	3.51
Лувисол	Амо	5	avg:	0.84	151.20	32.40	30.40	2.07
			min:	0.45	112.00	22.00	18.00	1.56
			max:	1.25	213.00	40.00	42.00	2.82
Лувисол	Е	4	avg:	0.85	40.25	34.50	22.75	2.33
			min:	0.45	19.00	13.00	20.00	1.65
			max:	1.10	53.00	96.00	24.00	2.61
Лувисол	Вt	5	avg:	0.67	52.60	36.80	29.80	2.11
			min:	0.25	21.00	6.00	19.00	1.63
			max:	0.95	77.00	140.00	48.00	3.38
Псеудоглеј	Амо	5	avg:	0.92	128.00	33.80	49.60	3.15
			min:	0.65	79.00	21.00	36.00	2.52
			max:	1.15	243.00	51.00	77.00	4.14
Псеудоглеј	Еg	6	avg:	0.72	83.50	20.17	40.83	3.95
			min:	0.35	61.00	9.00	27.00	2.64
			max:	1.05	102.00	29.00	74.00	4.95
Псеудоглеј	Вtg	8	avg:	0.78	69.25	13.50	39.13	3.17
			min:	0.60	47.00	5.00	23.00	2.40
			max:	1.05	111.00	27.00	73.00	4.29
Ранкер	О	41	avg:	1.43	363.53	127.63	64.97	2.13
			min:	0.45	43.00	12.00	20.00	1.29
			max:	4.45	1722.00	1142.00	515.00	3.37
Ранкер	А	105	avg:	1.10	251.17	105.93	61.60	2.68
			min:	0.25	36.00	12.00	17.00	1.19
			max:	4.50	812.00	1102.00	636.00	5.96
Ранкер	АС, С	83	avg:	0.73	90.18	24.67	35.90	2.61
			min:	0.20	3.00	4.00	5.00	0.85
			max:	2.20	668.00	167.00	155.00	5.95
Регосол	О	6	avg:	1.65	316.00	83.83	42.33	2.08
			min:	0.90	137.00	23.00	16.00	1.10
			max:	3.00	497.00	196.00	89.00	4.16
Регосол	(А)	14	avg:	0.94	157.86	38.36	36.79	2.31
			min:	0.20	5.00	18.00	6.00	1.11
			max:	2.50	348.00	127.00	77.00	3.92
Вертисол	Амо	34	avg:	0.87	100.82	21.15	39.00	2.88
			min:	0.25	7.00	6.00	18.00	1.57
			max:	1.65	257.00	53.00	100.00	4.61
Вертисол	АС, С	24	avg:	0.69	67.58	14.08	34.96	3.24
			min:	0.20	11.00	6.00	17.00	1.94
			max:	1.15	150.00	57.00	78.00	5.54

Садржај проучаваних елемената варира по типовима земљишта. У хумусно-акумулативном или иницијалном хумусном хоризонту различитих типова просечне вредности су: Cd = 0.84-1.54; Cu = 90-157; Pb = 21-76; Zn = 30-71 mg/kg. Већи садржаји Cd измерени су у следећим типовима земљишта: регосоу, колувијуму и камбисолима. Садржај Pb је већи у регосоу, ранкеру и дистричном камбисоу. У истим типовима земљишта, као и у лувисоу, повећан је садржај Cu. Садржај Zn је нешто већи у колувијуму, ранкеру, земљиштима на кречњаку и дистричном камбисоу у односу на друга земљишта. Велико варирање концентрација елемената у оквиру истог типа земљишта, посебно код регосола, ранкера и дистричног камбисола, указује на постојање антропогеног загађења, везаног за ужи део подручја око Црног врха.

У односу на просечне вредности елемената у Централној Србији, које износе за Cd = 0.805; Cu = 27; Pb = 40 и Zn = 48 (Мрвић и сар., 2009) измерене вредности су знатно веће за Cu, а за друге елементе веће само у појединим типовима земљишта.

Дистрибуција елемената по дубини је неуједначена.

У органском хоризонту, који је формиран код регосола, ранкера, камбисола, садржај појединих елемената је знатно већи него у А хоризонту. Однос просечних вредности у ова два хоризонта је: Cd = 1.3-1.8; Cu = 1.5-2; Pb = 1.2-2.2, док су разлике мање код Zn 1.1-1.2, а код Fe износе 0.8-1.0.

У погледу распореда по дубини издваја се Fe, чији садржај благо расте са дубином код свих типова (површински А хоризонт Tc/ најдубљи хоризонт Bc = 0.79-0.99), осим колувијума (1.42). Просечан однос је 0.96.

Код осталих елемената (Cd, Cu, Pb и Zn), у већини типова земљишта, највећи садржај је у површинском хоризонту, посебно у органском, а са дубином опада. Изузетак су лувисоли, где је, вероватно због процеса миграције елемента са глином, просечан садржај у E хоризонту исти или мањи у односу на дубљи B хоризонт.

Однос Tc/Bc по типовима земљишта за Cd је 1.1-2.8, просечно 1.65.

Однос Tc/Bc за је Cu 1.2-2.9, просечно 2.07.

Однос Тс/Вс за Рb је 1.1-6.5, сем код лувисола, где је у најдубљем, илувијалном хоризонту мало повећан садржај Рb (0.9). Вредности веома варирају по типовима земљишта, а највеће су у дистричном камбисолу и ранкеру. Просечан однос је 2.37.

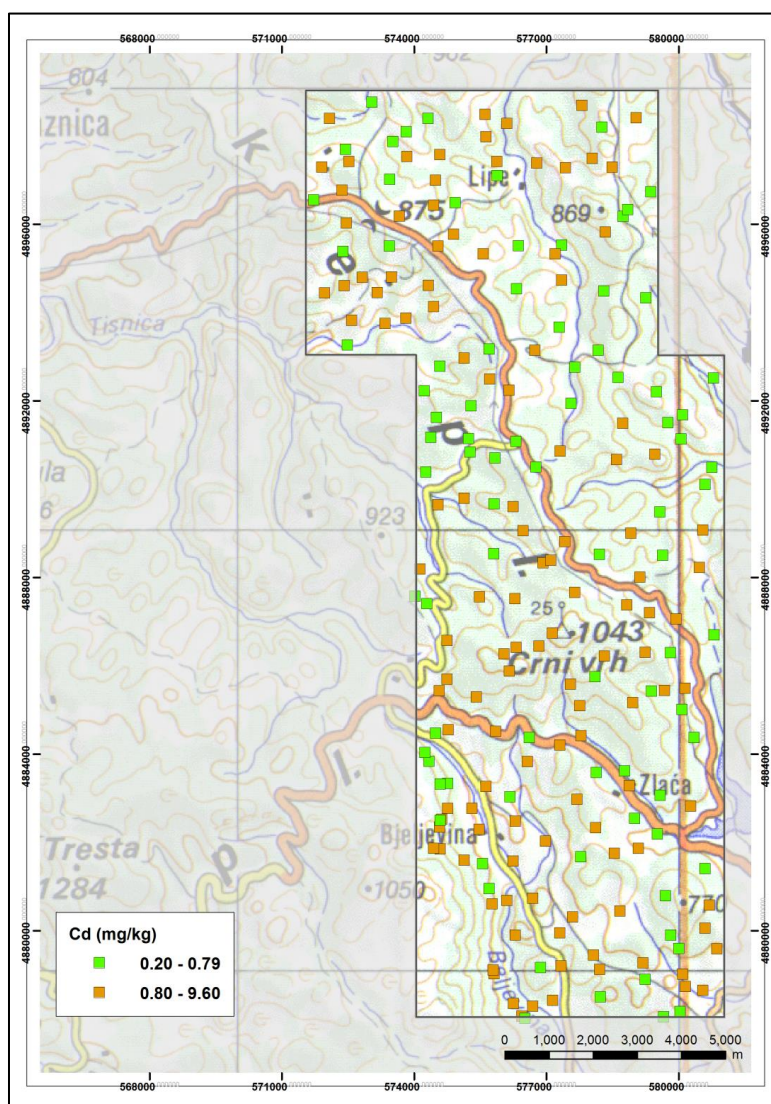
Однос Тс/Вс за Zn 1.0-1.58, просечно 1.21.

Однос концентрација елемената у површинском и најдубљем хоризонту показује да се посебно Си, Рb и Cd издвајају као елементи на чије концентрације вероватно утичу антропогене активности.

5.3.2. Геопросторна дистрибуција укупних садржаја тешких метала

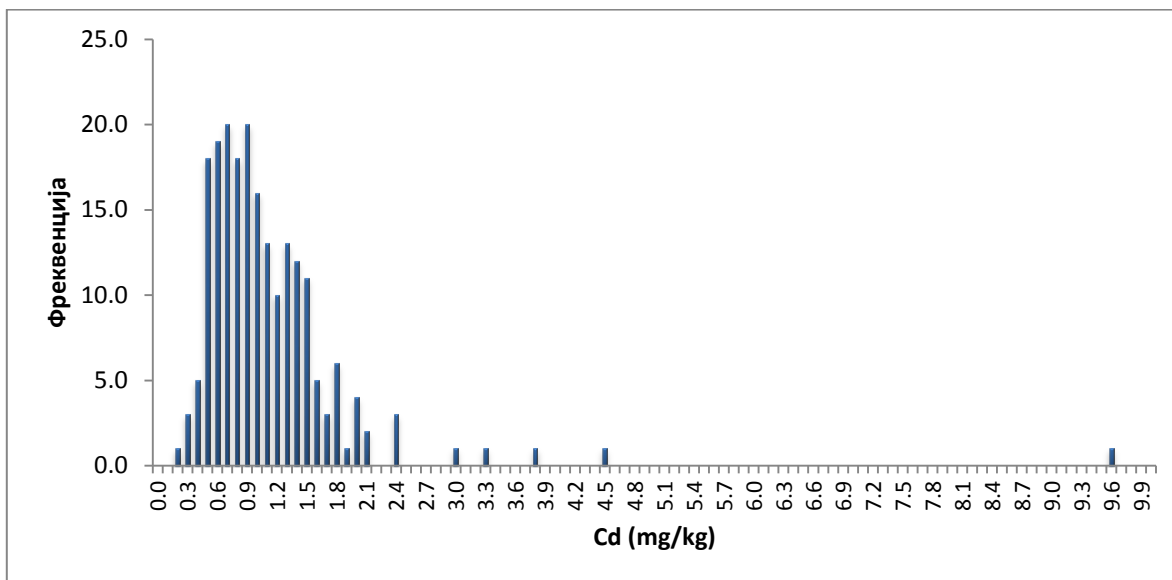
Геопросторна дистрибуција је обухватила анализу садржаја Cu, Pb, Cd и Zn у површинским слојевима на укупно 208 локација.

Садржај укупних вредности за кадмијум (Cd) по локацијама узорковања земљишта је приказан на слици бр. 11. Можемо уочити да 75 узорака има садржај испод граничне вредности, 133 узорка изнад граничне вредности, док нема узорака са ремедијационим вредностима ("Сл. гласник РС", бр. 88/2010).



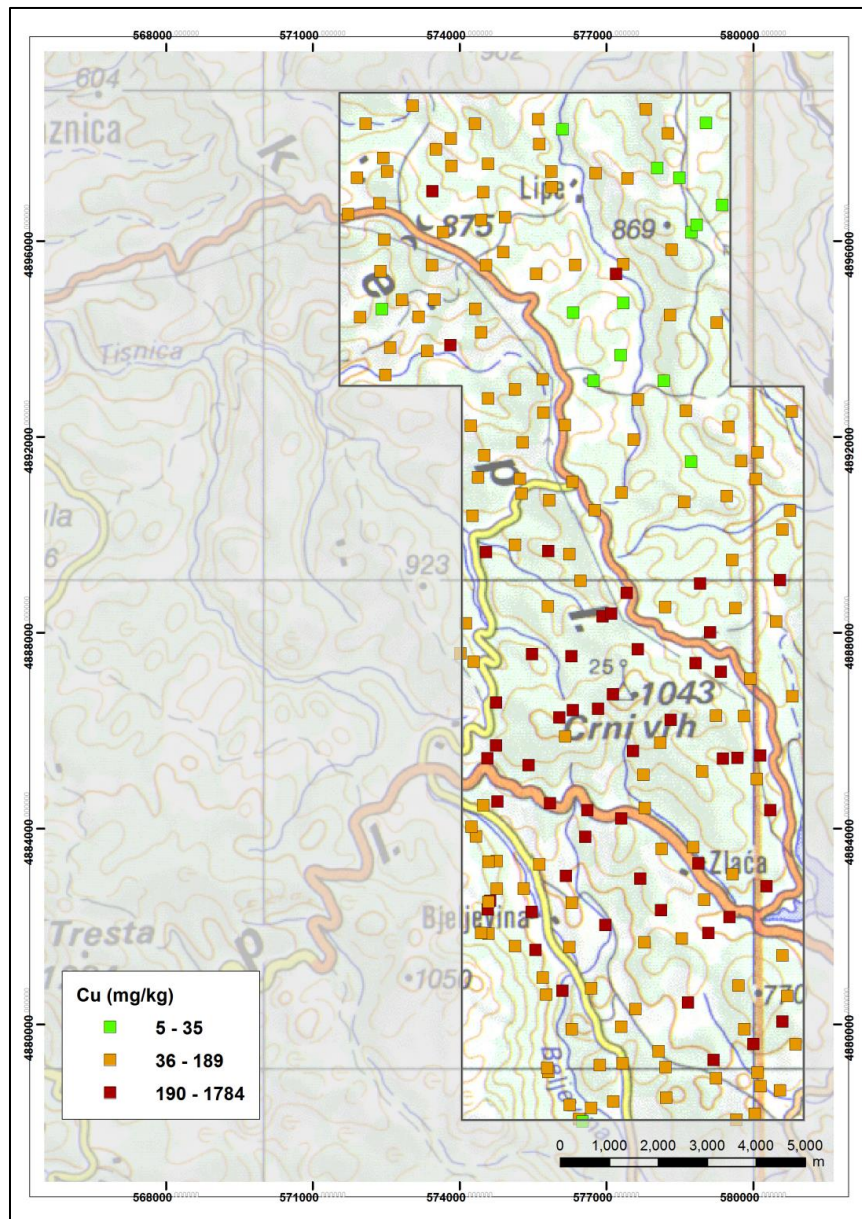
Слика бр. 11 – Карта садржаја укупног Cd у земљишту

Просечна вредност Cd у земљиштима износи 1.09 mg/kg. Вредности се крећу у распону од 0.20 до 9.60 mg/kg, док је хистограм дистрибуције вредности узорака представљен на слици бр. 12.



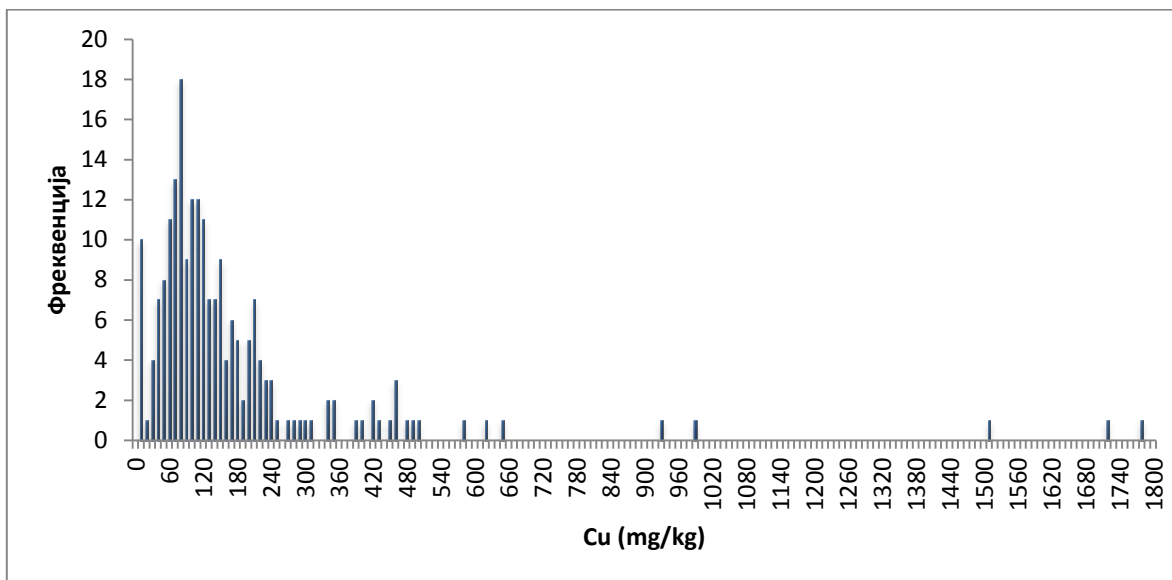
Слика бр. 12 - Хистограм дистрибуције вредности за Cd (mg/kg)

Садржај укупних вредности за бакар (Cu) по локацијама узорковања земљишта је приказан на слици бр. 13. Можемо уочити да 15 узорка има садржај испод граничне вредности, 141 узорак изнад граничне вредности, док 52 узорка (који су углавном груписани у околини Црног врха, на дистричном ранкеру) има ремедијационе вредности ("Сл. гласник РС", бр. 88/2010).



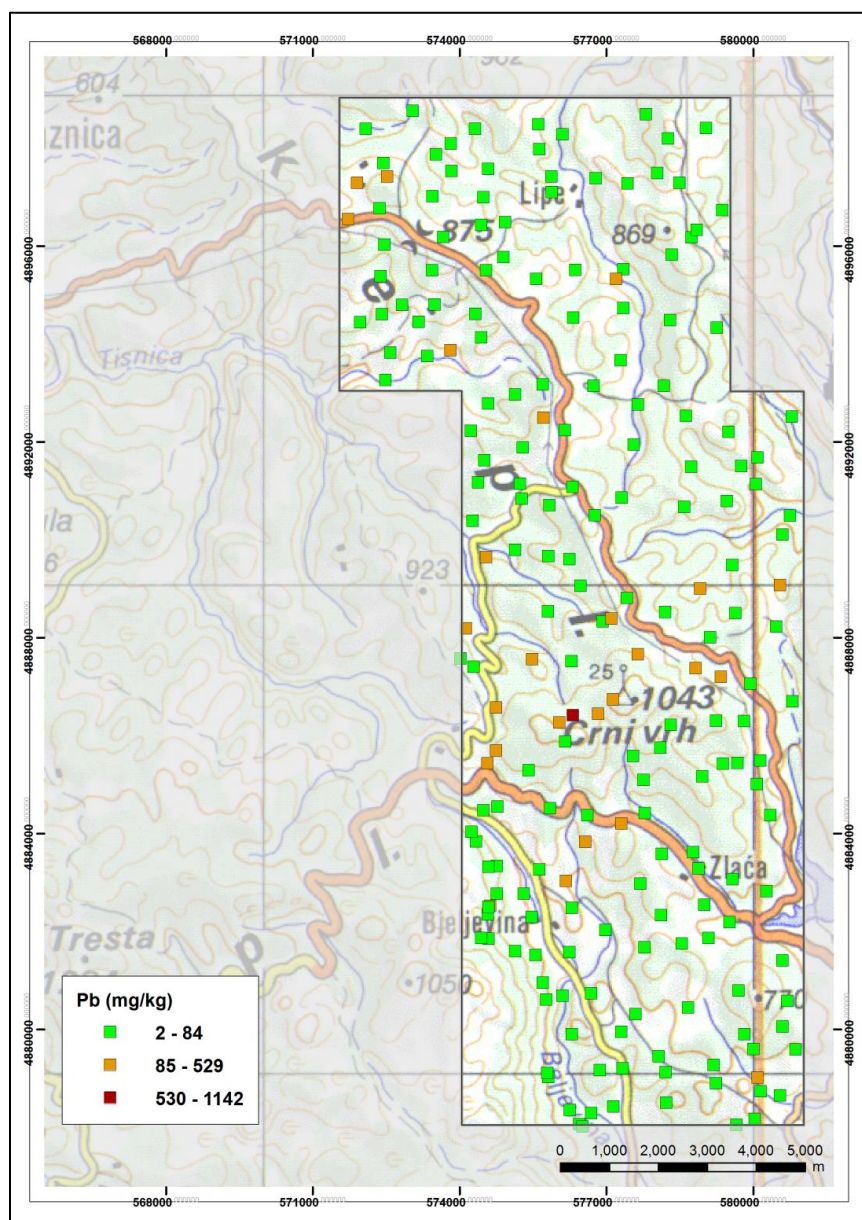
Слика бр. 13 - Карта садржаја укупног Cu у земљишту

Просечна вредност Cu у земљиштима износи 175.92 mg/kg. Вредности се крећу у распону од 5 до 1784 mg/kg, док је хистограм дистрибуције вредности узорака представљен на слици бр. 14.



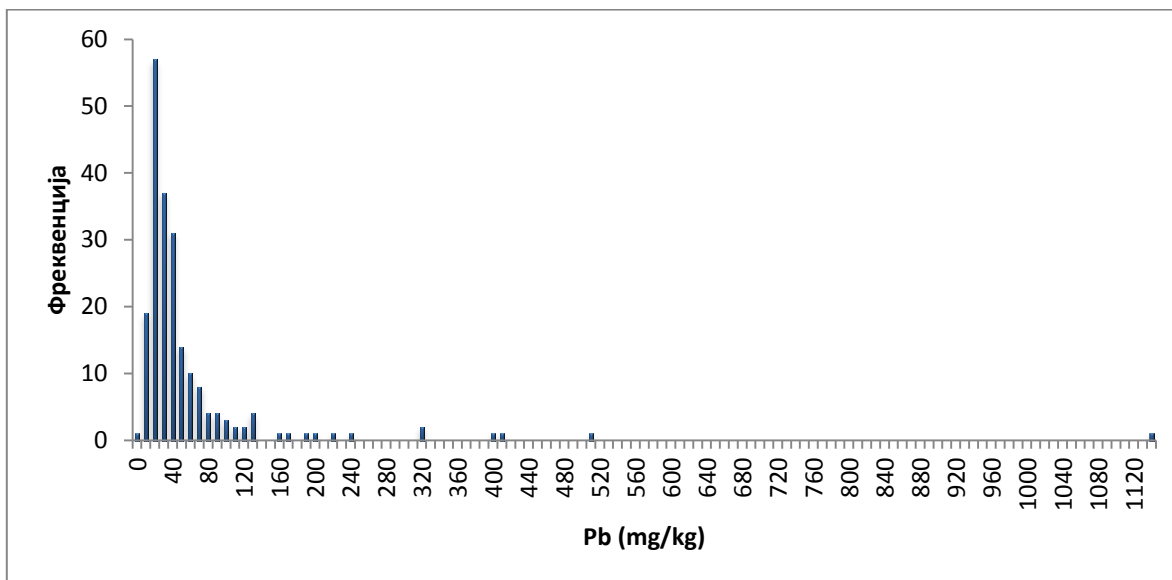
Слика бр. 14 - Хистограм дистрибуције вредности за Cu (mg/kg)

Садржај укупних вредности за олово (Pb) по локацијама узорковања земљишта је приказан на слици бр. 15. 181 узорак има испод граничне вредности, 26 узорака има изнад граничне вредности, док 1 узорак има ремедијационе вредности ("Сл. гласник РС", бр. 88/2010).



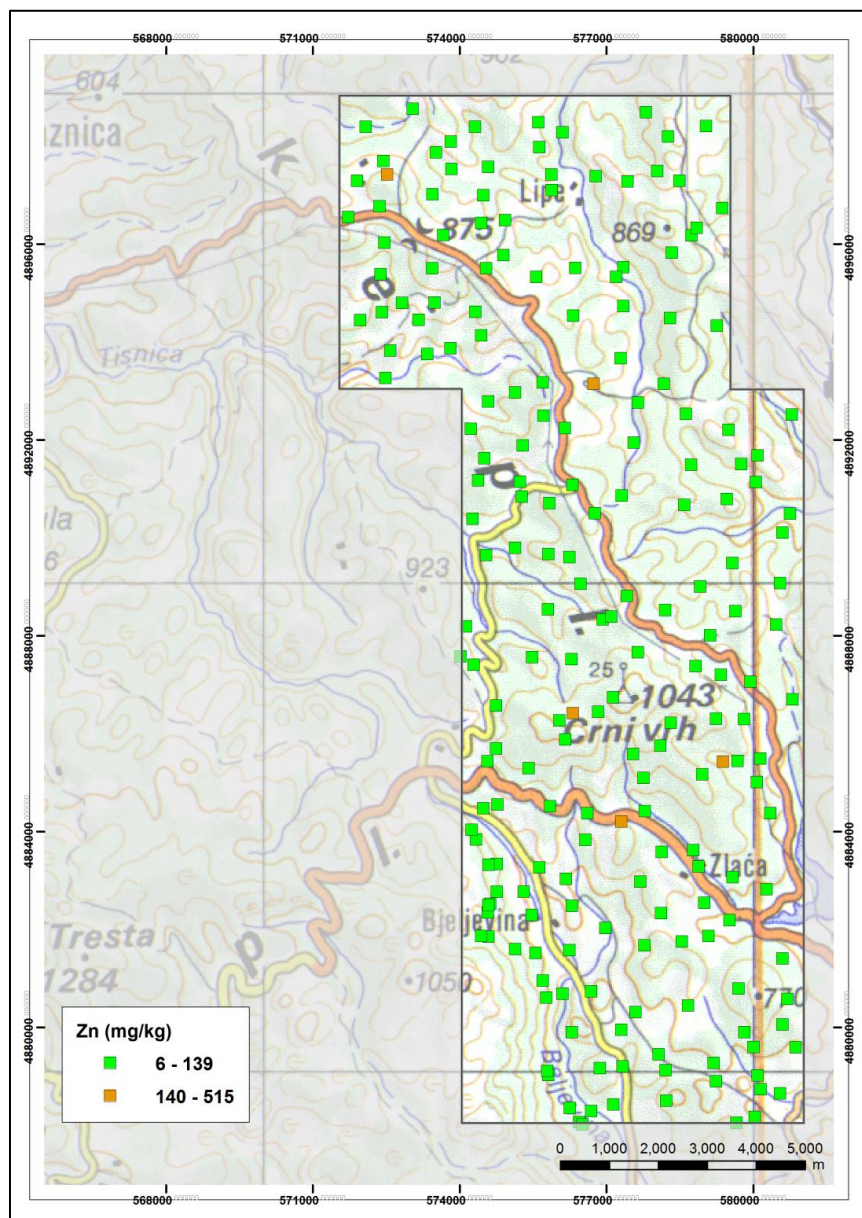
Слика бр. 15 – Карта садржаја укупног Pb у земљишту

Просечна вредност Pb у земљиштима износи 56.40 mg/kg. Вредности се крећу у распону од 2 до 1142 mg/kg, док је хистограм дистрибуције вредности узорака представљен на слици бр. 16.



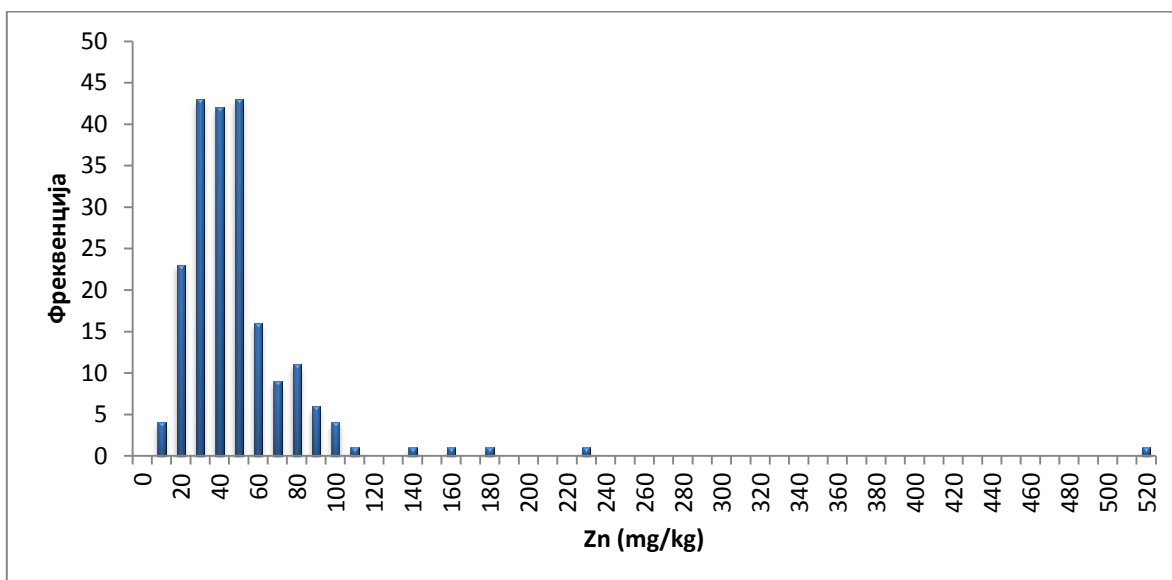
Слика бр. 16 - Хистограм дистрибуције вредности за Pb (mg/kg)

Садржај укупних вредности за цинк (Zn) по локацијама узорковања земљишта је приказан на слици бр. 17. Можемо уочити да 203 узорка има испод граничне вредности, 5 узорака има изнад граничне вредности, док нема узорака са ремедијационим вредностима ("Сл. гласник РС", бр. 88/2010).



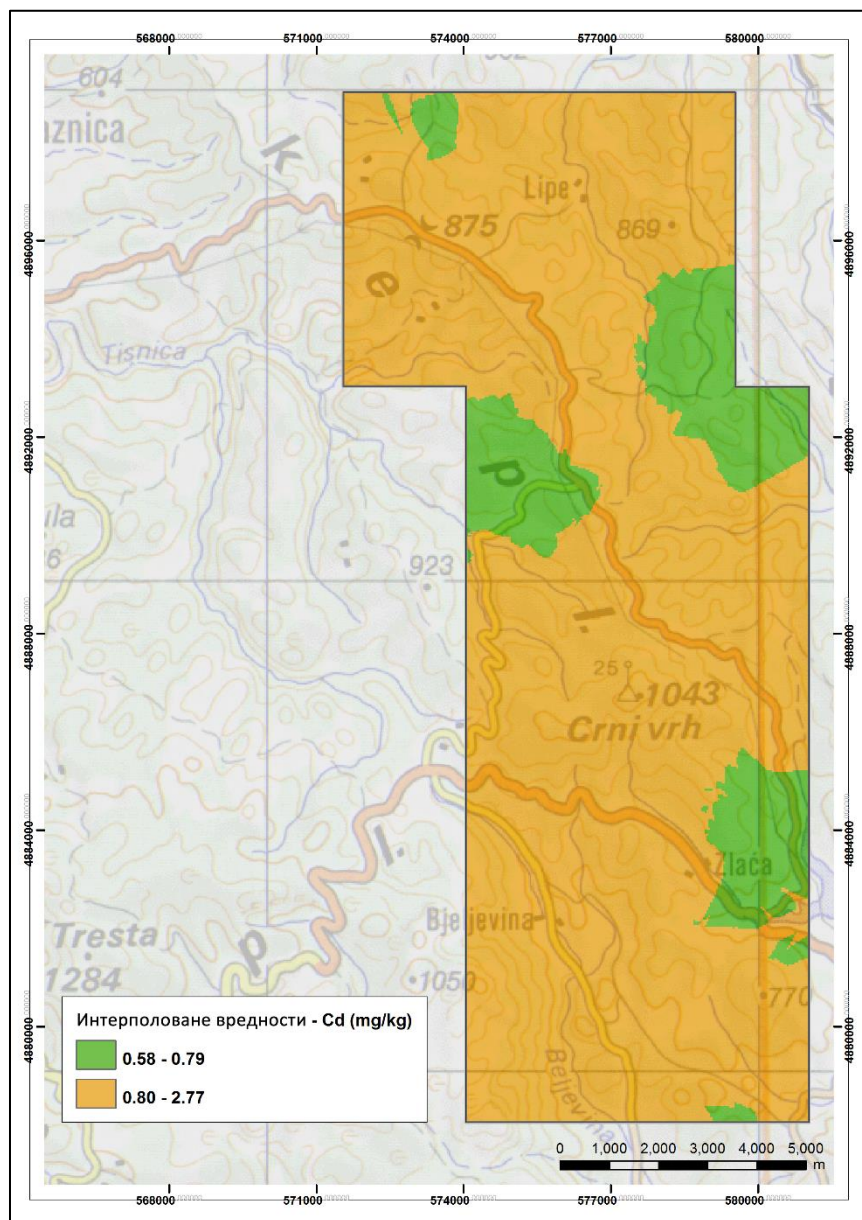
Слика бр. 17 - Карта садржаја укупног Zn у земљишту

Просечна вредност Zn у земљиштима износи 49.18 mg/kg. Вредности се крећу у распону од 6 до 515 mg/kg, док је хистограм дистрибуције вредности узорака представљен на слици бр. 18.



Слика бр. 18 - Хистограм дистрибуције вредности за Zn (mg/kg)

Просторни распоред интерполованих вредности за кадмијум (Cd) се крећу у распону од 0.58 до 2.77 mg/kg (слика бр. 19). Површине са испод граничним вредностима обухватају 13.57% истраживаног подручја, док површине са вредностима које су изнад граничних обухватају 86.43% (табела бр. 16).



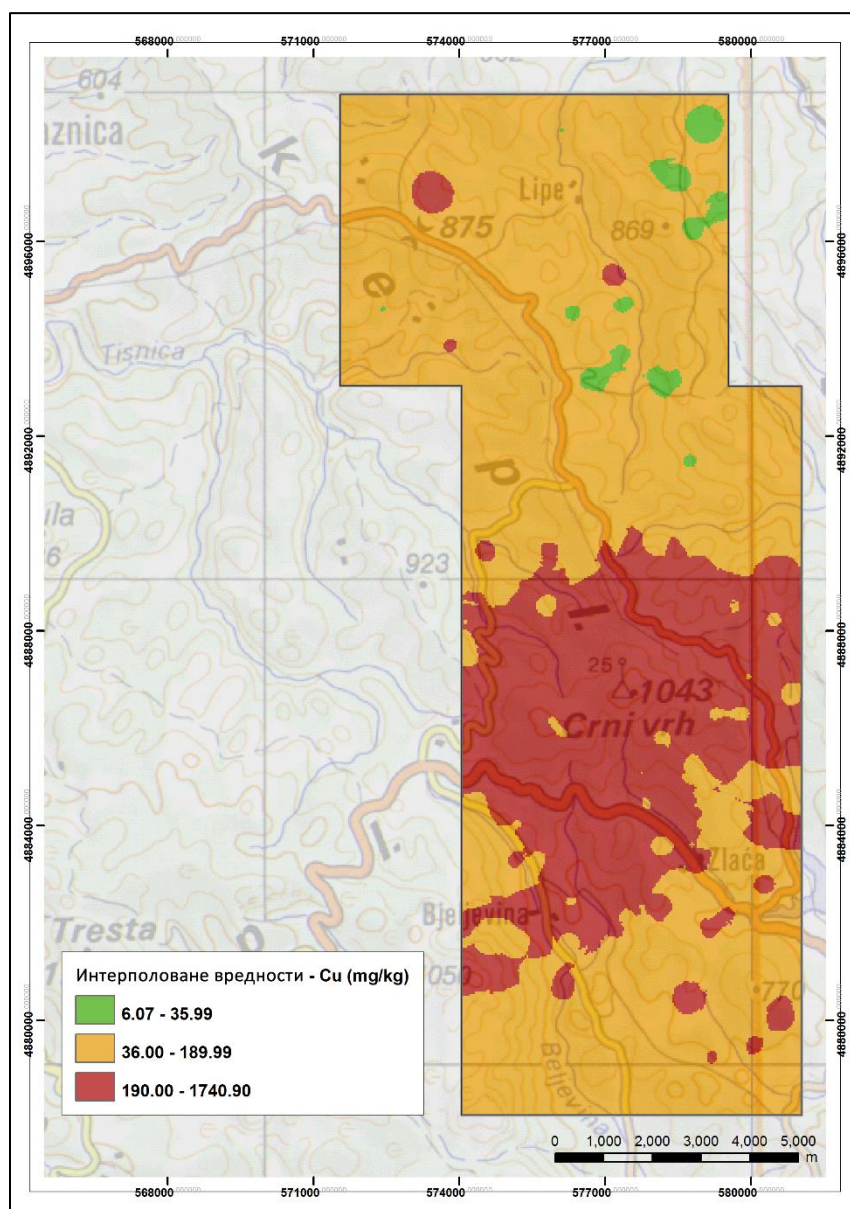
Слика бр. 19 – Карта интерполованих вредности за Cd

Табела бр. 16 - Интерполоване вредности Cd (mg/kg)

Бројчана вредност	Категорија	Површина (км ²)	Површина (%)
< 0.8 (mg/kg)	Испод граничне вредности	20.75	13.57
> 0.8 (mg/kg)	Изнад граничне вредности	132.16	86.43
	Укупно:	152.91	100.00

Просечна интерполована вредност за Cd износи 1.09 mg/kg, што сврстава целокупно истраживано подручје у категорију изнад граничне вредности.

Просторни распоред интерполованих вредности за бакар (Cu) је у распону од 6.07 до 1740.90 mg/kg (слика бр. 20). Највише вредности су забележене у околини Црног врха. Површине са испод граничним вредностима обухватају 1.54 % истраживаног подручја, површине са вредностима које су изнад граничних обухватају 68.88 %, док површине изнад ремедијационе вредности обухватају 29.57 % (табела бр. 17).



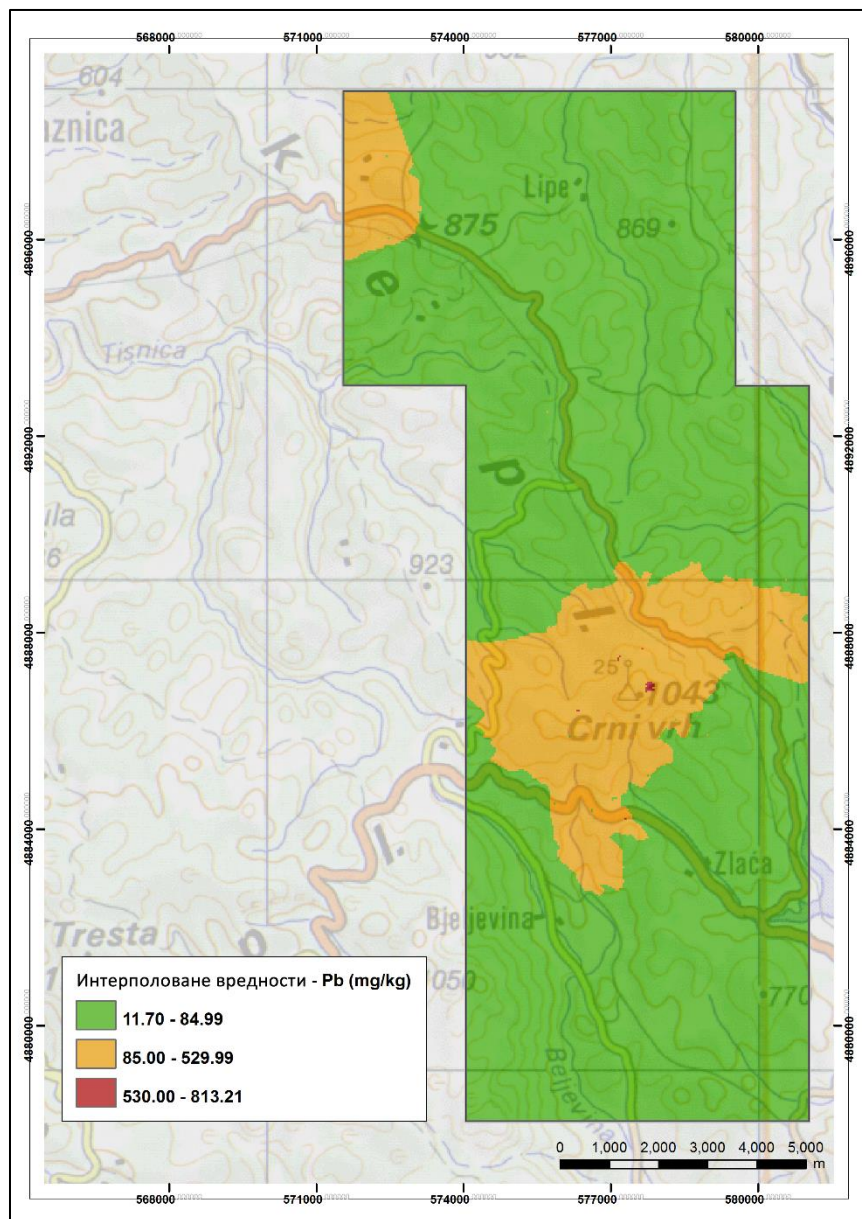
Слика бр. 20 – Карта интерполованих вредности Cu

Табела бр. 17 - Интерполоване вредности Cu (mg/kg)

Бројчана вредност	Категорија	Површина (км ²)	Површина (%)
< 36 (mg/kg)	Испод граничне вредности	2.36	1.54
36 - 190 (mg/kg)	Изнад граничне вредности	105.33	68.88
>190 (mg/kg)	Изнад ремедијационе вредности	45.22	29.57
	Укупно:	152.91	100.00

Просечна интерполована вредност за Cu износи 179.95 mg/kg, што сврстава целокупно истраживано подручје у категорију изнад граничне вредности.

Просторни распоред интерполованих вредности за олово (Pb) је у распону од 11.70 до 813.21 mg/kg (слика бр. 21). Површине са испод граничним вредностима обухватају 82.19 % истраживаног подручја, површине са вредностима које су изнад граничних обухватају 17.80 %, док површине са ремедијационим вредностима обухватају 0.01 % (табела бр. 18).



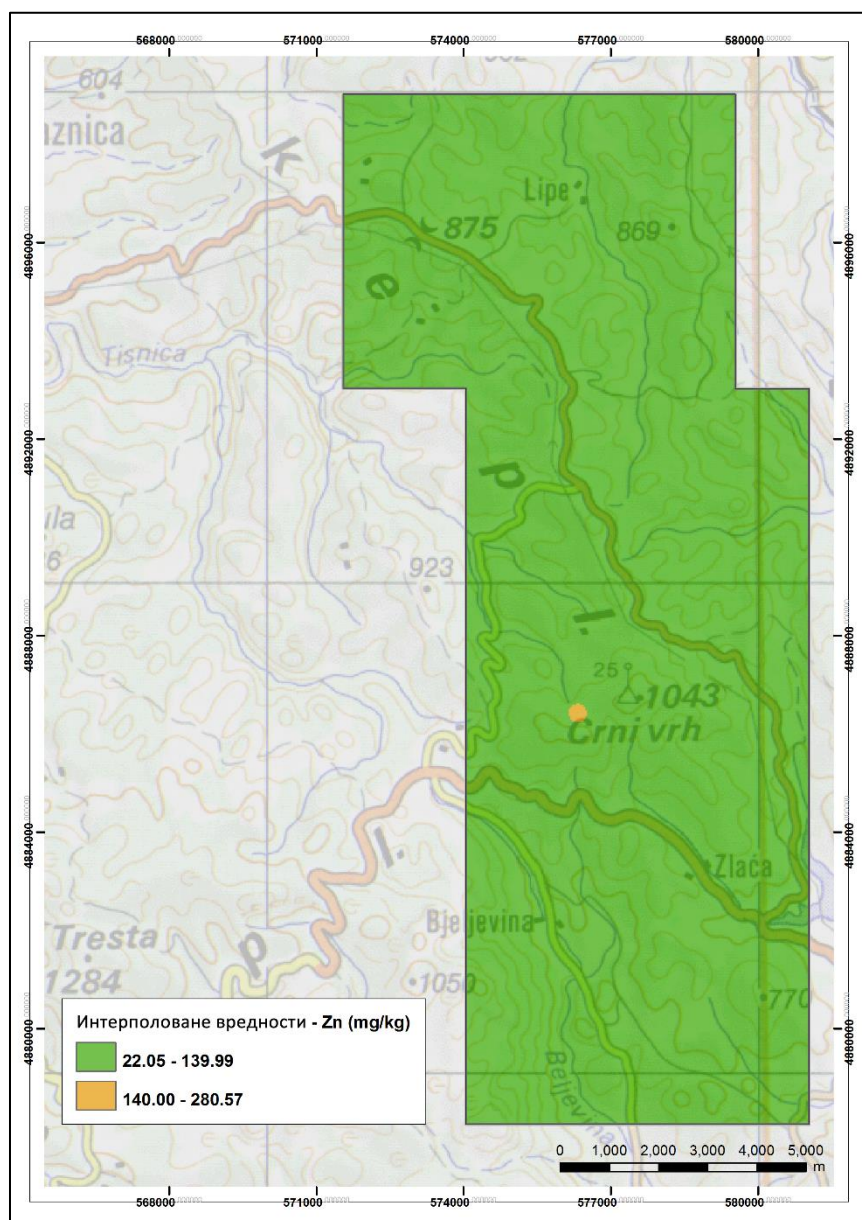
Слика бр. 21 – Карта интерполованих вредности Pb

Табела бр. 18 - Интерполоване вредности Pb (mg/kg)

Бројчана вредност	Категорија	Површина (км ²)	Површина (%)
< 85 (mg/kg)	Испод граничне вредности	125.68	82.19
85 - 530 (mg/kg)	Изнад граничне вредности	27.21	17.80
> 530 (mg/kg)	Изнад ремедијационе вредности	0.01	0.01
	Укупно:	152.91	100.00

Просечна интерполована вредност за Pb износи 57.27 mg/kg, што сврстава целокупно истраживано подручје у категорију испод граничне вредности.

Просторни распоред интерполованих вредности за цинк (Zn) је у распону од 22.05 до 280.57 mg/kg (слика бр. 22). Површине са испод граничним вредностима обухватају 99.93 % истраживаног подручја, док површине са вредностима које су изнад граничних обухватају 0.07 % (табела бр. 19).



Слика бр. 22 – Карта интерполованих вредности Zn

Табела бр. 19 - Интерполоване вредности Zn (mg/kg)

Бројчана вредност	Категорија	Површина (км ²)	Површина (%)
< 140 (mg/kg)	Испод граничне вредности	152.80	99.93
> 140 (mg/kg)	Изнад граничне вредности	0.11	0.07
	Укупно:	152.91	100.00

Просечна интерполована вредност за Zn износи 48.75 mg/kg, што сврстава целокупно истраживано подручје у категорију испод граничне вредности.

5.3.3. Анализа порекла тешких метала у земљишту применом PCA и MLR методе

Методе PCA (енгл. Principal component analysis - PCA) и MLR (Multiple Regression) су коришћене да се анализира порекло тешких метала у земљишту. Анализирани су садржаји Cu, Zn, Pb, Cd и Fe у површинским и најдубљим хоризонтима проучаваних земљишта. Анализа главних компоненти у оквиру истраживања је обухватила следеће: проверу веродостојности сета података, корелацију варијабли, вредност компоненти и корелацију варијабли и компоненти.

5.3.3.1. Провера веродостојности сета података

Дескриптивна статистика (табела бр. 20) пружа основни увид у коришћени сет података путем средње вредности, стандардне девијације и коришћеног броја узорака у анализи.

Табела бр. 20 – Дескриптивна статистика (енгл. Descriptive Statistics)

	Средња вредност	Стандардна девијација	Број узорака
Fe (површински хоризонт)	2.68	0.86	208
Zn (површински хоризонт)	49.18	42.56	208
Cu (површински хоризонт)	175.92	230.94	208
Pb (површински хоризонт)	56.40	100.21	208
Cd (површински хоризонт)	1.098	0.83	208
Fe (доњи хоризонт)	2.878	0.89	208
Zn (доњи хоризонт)	43.48	48.11	208
Cu (доњи хоризонт)	105.51	120.88	208
Pb (доњи хоризонт)	35.33	81.27	208
Cd (доњи хоризонт)	0.828	0.513	208

Добијена вредност КМО теста (енгл. Kaiser-Meyer-Olkin Measure) износи 0.736 (табела бр. 21) што се може сматрати високим резултатом, пошто се сваки сет података са вредношћу КМО теста изнад 0.5 сматра адекватним за анализу (Hinton et al., 2004).

Табела бр. 21 – КМО тест (енгл. Kaiser-Meyer-Olkin Measure)

Назив теста	Вредност
Kaiser-Meyer-Olkin Measure of Sampling Adequacy.	0.736

Екстрактована вредност за коришћене варијабле се креће у распону од 0.653 до 0.939 (табела бр. 22), високе вредности указују да су варијабле адекватно представљене у оквиру резултата анализе, док се све вредности које се крећу у распону од 0.60 до 1.00 сматрају адекватним за анализу (MacCallum et al., 1999; MacCallum et al., 2001).

Табела бр. 22 – Комуналитет (енгл. Communalities)

	Почетна вредност	Екстрактована вредност
Fe (површински хоризонт)	1.000	0.865
Zn (површински хоризонт)	1.000	0.834
Cu (површински хоризонт)	1.000	0.879
Pb (површински хоризонт)	1.000	0.865
Cd (површински хоризонт)	1.000	0.695
Fe (доњи хоризонт)	1.000	0.821
Zn (доњи хоризонт)	1.000	0.939
Cu (доњи хоризонт)	1.000	0.678
Pb (доњи хоризонт)	1.000	0.912
Cd (доњи хоризонт)	1.000	0.653

5.3.3.2. Корелација варијабли

Добијени резултати корелације између варијабли су представљени у табели бр. 23. Све вредности изнад +0.50 се сматрају високо позитивним корелацијама, док се све вредности изнад -0.50 се сматрају високо негативним корелацијама (Khater et al., 2011). Можемо уочити високе позитивне корелације између Pb и Zn у површинском (0.837), као и доњем хоризонту (0.901), што указује на исто порекло ова два елемента. Уколико се посматра однос концентрација у површинском и дубљем хоризонту за појединачне елементе уочава се висока корелација код Pb (0.810) и Zn (0.862), док је код Cu (0.665) и Cd (0.460) нижа. Неуједначен садржај Cu и Cd по дубини указује на могући додатни извор загађења.

Табела бр. 23 - Корелација (енгл. Correlation)

	Fe (ПХ)	Zn (ПХ)	Cu (ПХ)	Pb (ПХ)	Cd (ПХ)	Fe (ДХ)	Zn (ДХ)	Cu (ДХ)	Pb (ДХ)	Cd (ДХ)
Fe (ПХ)	1	0.161	-0.078	-0.064	-0.085	0.643	0.14	0.018	-0.028	0.013
Zn (ПХ)	0.161	1	0.576	0.837	0.585	0.34	0.862	0.391	0.771	0.528
Cu (ПХ)	-0.078	0.576	1	0.752	0.687	0.179	0.403	0.665	0.495	0.383
Pb (ПХ)	-0.064	0.837	0.752	1	0.637	0.296	0.743	0.472	0.81	0.565
Cd (ПХ)	-0.085	0.585	0.687	0.637	1	0.131	0.323	0.382	0.369	0.46
Fe (ДХ)	0.643	0.34	0.179	0.296	0.131	1	0.334	0.149	0.246	0.187
Zn (ДХ)	0.14	0.862	0.403	0.743	0.323	0.334	1	0.37	0.901	0.606
Cu (ДХ)	0.018	0.391	0.665	0.472	0.382	0.149	0.37	1	0.454	0.454
Pb (ДХ)	-0.028	0.771	0.495	0.81	0.369	0.246	0.901	0.454	1	0.653
Cd (ДХ)	0.013	0.528	0.383	0.565	0.46	0.187	0.606	0.454	0.653	1

* ПХ – означава почетни хоризонт

** ДХ – означава доњи хоризонт

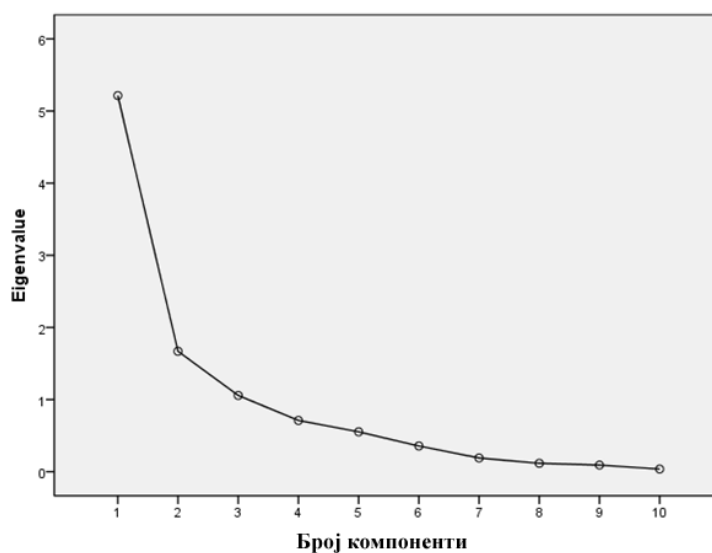
5.3.3.3. Вредност компоненти

У оквиру овог истраживања коришћено је 10 варијабли, од којих су се формирале 3 главне компоненте са вредношћу вишом од 1.00 (табела бр. 23) на основу којих је извршена финална анализа.

Табела бр. 24 - Својства компоненти (енгл. **Eigenvalues**)

Компонента	Вредност компоненте	Заступљеност варијабли (%)	Кумулативна вредност (%)
1	5.214	52.144	52.144
2	1.669	16.694	68.838
3	1.058	10.576	79.414

Графички приказ компенти коришћен Скри плот (енгл. Scree Plot) функције је представљен на слици бр. 23. Тачка пресека на *Eigenvalues* оси представља тачку одвајања главних компоненти од остатка компоненти које имају вредност мању од 1.00.



Слика бр. 23 - Скри плот (енгл. Scree Plot)

5.3.3.4. Корелација варијабли и компоненти

Вредности ротираних компоненти (енгл. Rotated Component Matrix) представљене су у оквиру табеле бр. 25, при чему је важно напоменути да високе позитивне вредности представљају високу позитивну корелацију између варијабле и поједине компоненте, и обрнуто.

Компонента бр. 1 представља утицај геолошког супстрата на варијабле са посебно високим утицајем на Pb (0.731 у површинском и 0.924 у доњем хоризонту) и Zn (0.798 у површинском и 0.945 у доњем хоризонту) у оквиру компоненте, узимајући у обзир присуство руда Pb и Zn у оквиру истраживаног подручја (Bird et al., 2010). Међутим њихово порекло није искључиво геолошко, и могло би да се говори о геолошком повишеном садржају, обзиром да Fe припада искључиво геолошкој компоненти.

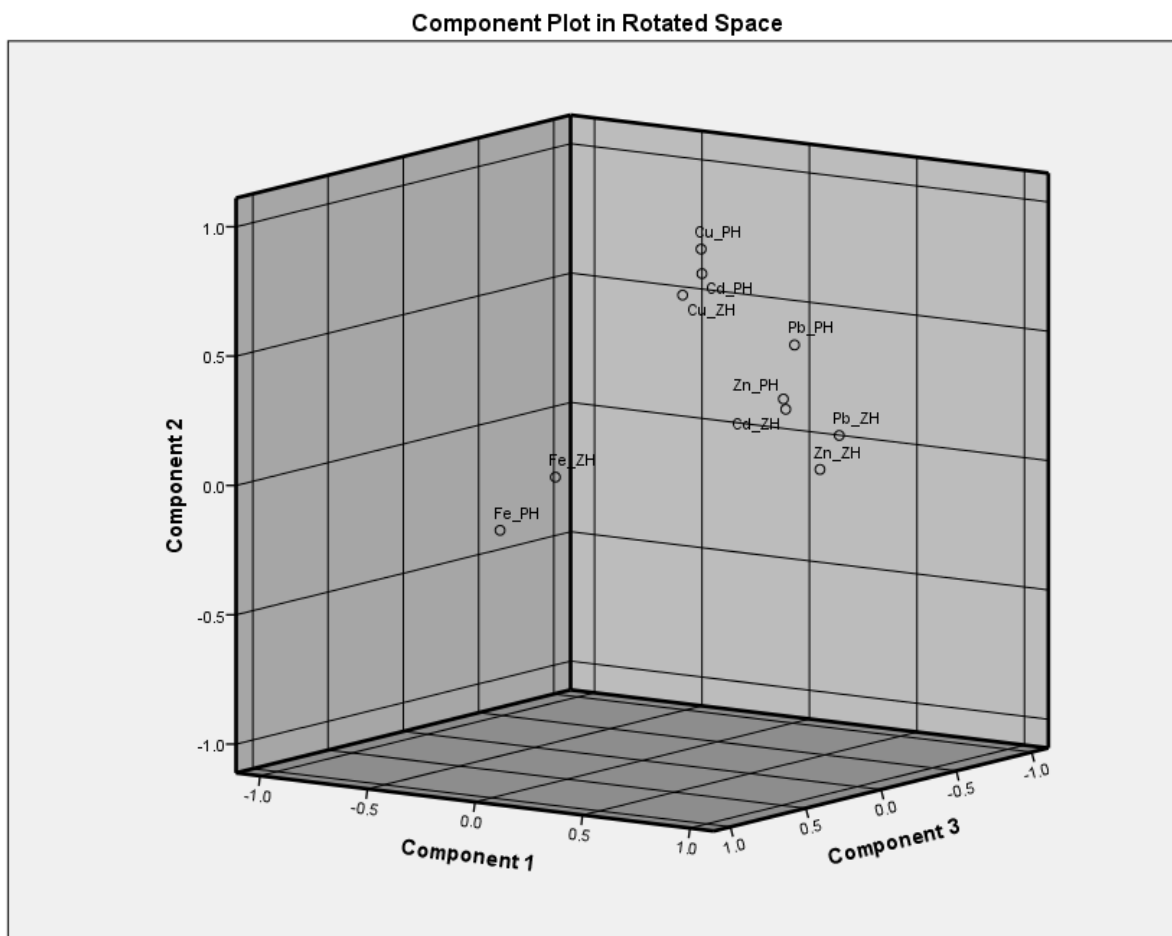
Значајна корелација компоненте бр. 2 са Cd у површинском хоризонту (0.792) указује на антропогени утицај (утицај атмосфере, односно транспорта ваздушним путем) на варијабле, пошто се повећане концентрације Cd у пракси приписују углавном антропогеном утицају (Kabata-Pendias и Dudka, 1991; Alloway и Steinnes, 1999). Такође у наведеној компоненти видимо и снажну заступљеност Cu како у површинском хоризонту (0.895) тако и у доњем хоризонту (0.721), на основу чега се може претпоставити да су високе концентрације бакра утицале и на његово испирање у доње хоризонте.

Висок утицај компоненте бр. 3 на Fe у површинском (0.926) и доњем хоризонту (0.873) указује да наведена компонента осликава прави геолошки утицај на варијабле, узимајући у обзир присуство руда гвожђа у истраживаном подручју (Антонијевић и сар., 1970), као и да се Fe често користи као референтни метал у многим истраживањима.

Табела бр. 25 – Ротиране компоненте (енгл. Rotated Component Matrix)

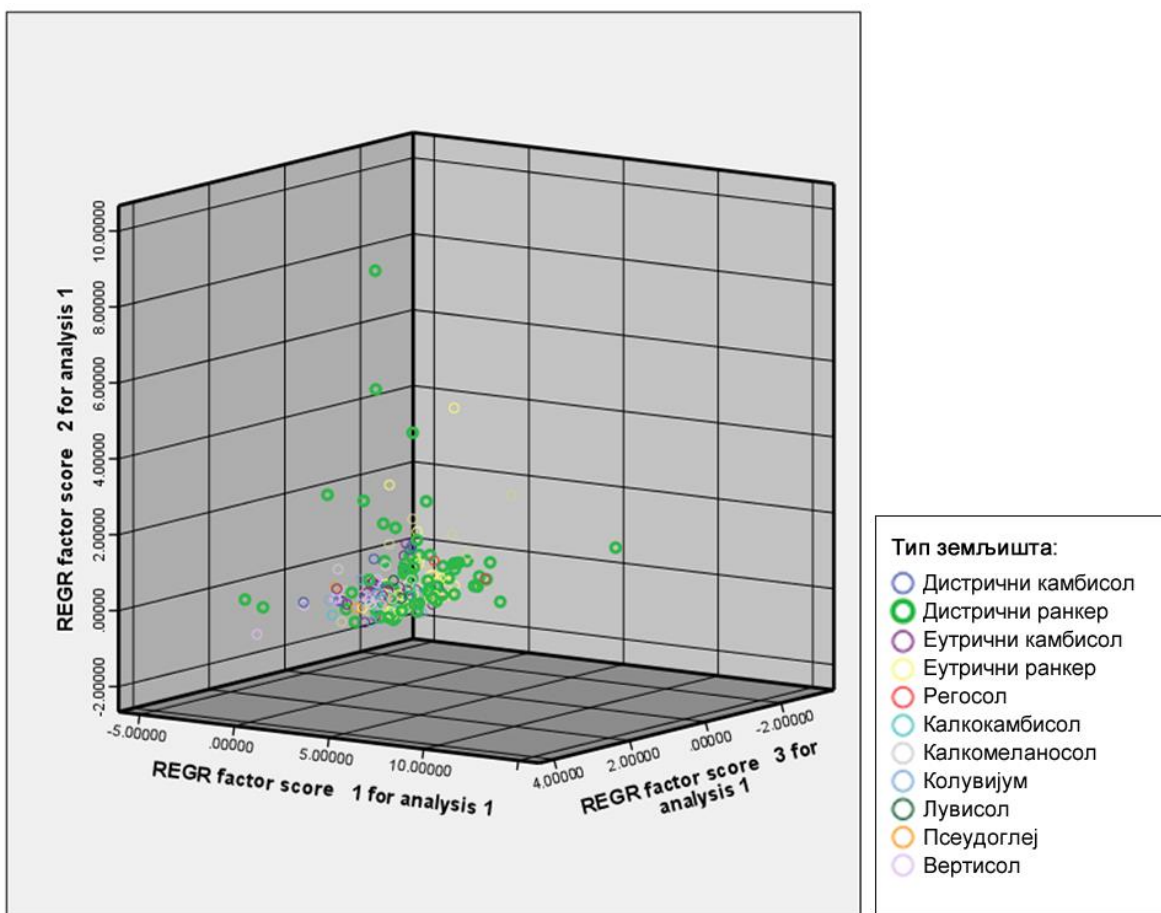
	Компонента		
	1	2	3
Fe (површински хоризонт)	-0.013	-0.089	0.926
Zn (површински хоризонт)	0.798	0.396	0.202
Cu (површински хоризонт)	0.279	0.895	0.008
Pb (површински хоризонт)	0.731	0.574	0.033
Cd (површински хоризонт)	0.257	0.792	-0.029
Fe (доњи хоризонт)	0.207	0.131	0.873
Zn (доњи хоризонт)	0.945	0.134	0.169
Cu (доњи хоризонт)	0.233	0.721	0.065
Pb (доњи хоризонт)	0.924	0.240	0.011
Cd (доњи хоризонт)	0.673	0.316	0.009

Кореалација између варијабли и компоненти приказана у оквиру табеле се може графички представити у тродимензионалном простору (слика бр. 24) ради лакшег интерпретирања добијених резултата, где се визуелно може уочити одвајање Fe од свих осталих микроелемената под утицајем компоненте бр. 3, што је још једна потврда о претходно споменутом геолошком утицају.



Слика бр. 24 - Корелација варијабли и компоненти у тродимензионалном простору
(PH – први хоризонт, ZH – задњи хоризонт)

Добијене компоненте се могу даље анализирати и уз помоћу других варијабли у оквиру тродимензионалног простора. Тако је на слици бр. 25 представљен утицај компоненти на типове земљишта у оквиру истраживаног подручја. Можемо јасно уочити издвајање вредности за дистрични ранкер који обухвата 25.92 % истраживаног подручја. Дистрични ранкер је под великим утицајем геолошког супстрата али такође видимо да се поклапа са садржајем Cu, обзиром на његову малу дубину, као и могуће испирање Cu услед ниске рН вредности. Концентрација слободног Cu^{2+} у раствору генерално опада са повећањем рН у земљишту (Adriano, 2001; Ponizovsky et al., 2006).



Слика бр. 25 - Утицај компоненти на типове земљишта

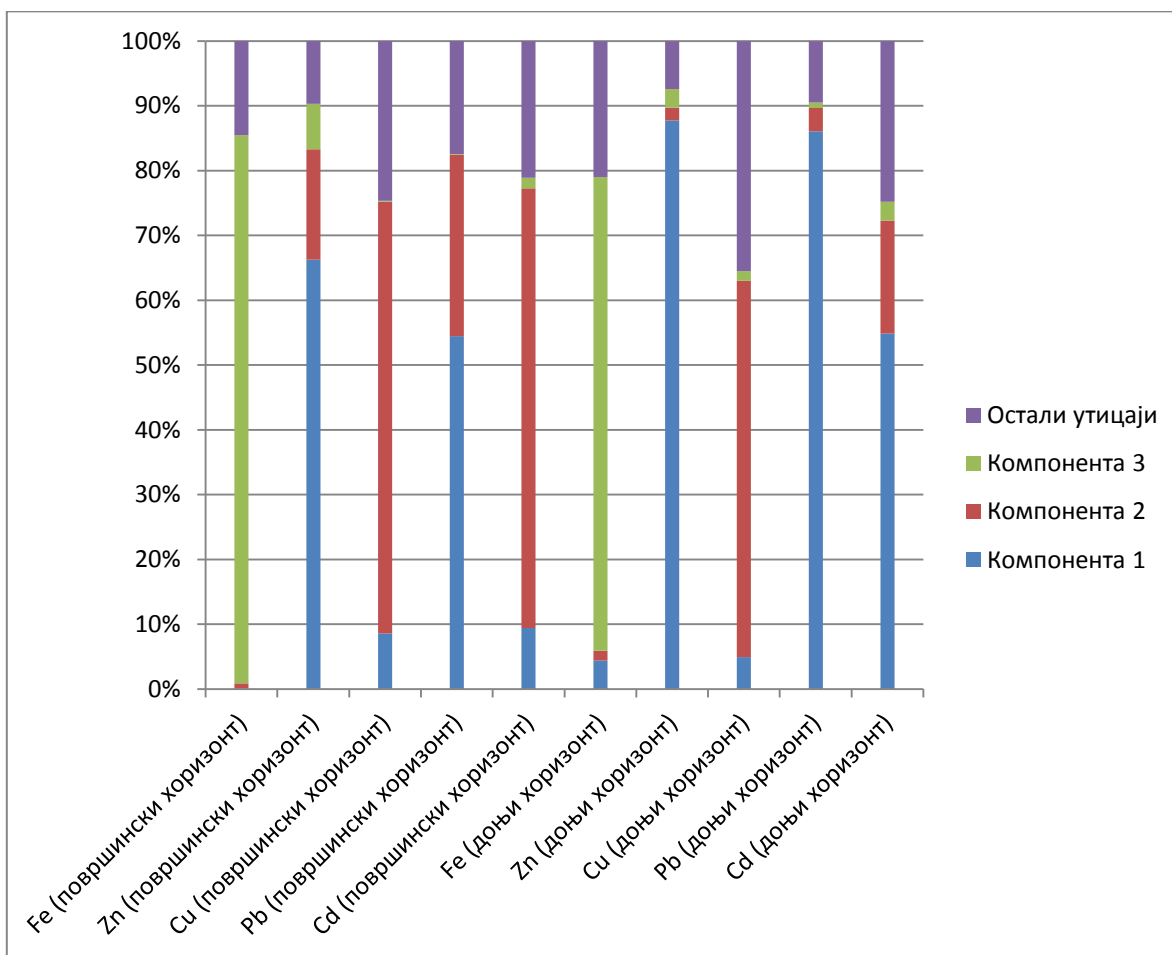
5.3.3.5. Интерпретација зависности варијабли и компоненти методом вишеструке регресије (MLR)

Применом методе вишеструке регресије добијени су следећи резултати зависности варијабли и компоненти изражени у процентима:

- Fe у површинском хоризонту је под најснажнијим утицајем компоненте 3 (геолошко порекло) - 84.58 %, док је утицај компоненте 1 (0.1 %), компоненте 2 (0.8 %) и осталих чинилаца (14.52 %).
- Zn у површинском хоризонту је под најснажнијим утицајем компоненте 1 (геолошки са утицајем антропогеног порекла) - 66.24 %, док је утицај компоненте 2 (17.03 %), компоненте 3 (7.05 %) и осталих чинилаца (9.68 %).
- Cu у површинском хоризонту је под најснажнијим утицајем компоненте 2 (антропогено порекло) - 66.62 %, док је утицај компоненте 1 (8.57 %), компоненте 3 (0.15 %) и осталих чинилаца (24.66 %).
- Pb у површинском хоризонту је под најснажнијим утицајем компоненте 1 (54.46 %), док је утицај компоненте 2 (27.98 %), компоненте 3 (0.1 %) и осталих чинилаца (17.46 %).
- Cd у површинском хоризонту је под најснажнијим утицајем компоненте 2 (67.85 %), док је утицај компоненте 1 (9.43 %), компоненте 3 (1.62 %) и осталих чинилаца (21.1 %).
- Fe у задњем хоризонту је под најснажнијим утицајем компоненте 3 (73.08 %), док је утицај компоненте 1 (4.39 %), компоненте 2 (1.5 %) и осталих чинилаца (21.03 %).
- Zn у задњем хоризонту је под најснажнијим утицајем компоненте 1 (87.73 %), док је утицај компоненте 2 (1.98 %), компоненте 3 (2.85 %) и осталих чинилаца (7.44 %).
- Cu у задњем хоризонту је под најснажнијим утицајем компоненте 2 (58.04 %), док је утицај компоненте 1 (4.95 %), компоненте 3 (1.46 %) и осталих чинилаца (35.55 %).

- Pb у задњем хоризонту је под најснажнијим утицајем компоненте 1 (86.05 %), док је утицај компоненте 2 (3.59 %), компоненте 3 (0.86 %) и осталих чинилаца (9.5 %).
- Cd у задњем хоризонту је под најснажнијим утицајем компоненте 1 (54.83 %), док је утицај компоненте 2 (17.44 %), компоненте 3 (2.93 %) и осталих чинилаца (24.8 %).

Поменуте вредности су приказане графички ради лакше интерпретације резултата (слика бр. 26).



Слика бр. 26 - Интерпретација зависности варијабли и компоненти методом вишеструке регресије (MLR)

5.4. Анализа нултог стања земљишта

Процена нултог стања земљишта (енгл. background) извршена је применом рачунских и графичких метода за елементе Cd, Cu, Pb, Zn и Fe.

5.4.1. Рачунске методе

Приликом прорачунавања индекса за процену нултог стања земљишта рачунским приступом коришћене су две методе: Mean + 2Sd и Median + 2MAD.

Рачунске методе захтевају да се пре њихове употребе обрачуна коефицијент варијације (енгл. Coefficient of variation - CV) и уколико његова вредност прелази 100 да се нулто стање земљишта прорачуна логаритамском методом.

Коефицијент варијације (енгл. Coefficient of variation - CV) је обрачунаван за Cd, Cu, Pb и Zn, као и за Fe који је коришћен као референтни метал у оквиру истраживања. Наведени коефицијент (табела бр. 26) је имао вредност >100 у случајевима Cu, Pb и Zn тако да се за одређивање њиховог нултог стања земљишта користила логаритамска метода, док је у случају Cd и Fe коришћена стандарна метода.

Табела бр. 26 - Коефицијент варијације (енгл. Coefficient of variation - CV)

	Cd (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Fe (%)
CV	62.35	114.56	230.06	110.64	31.04

Резултати обрачуна нултог стања земљишта за Cd и Fe коришћењем стандардне Mean + 2Sd методе су приказани у табели бр. 27.

Табела бр. 27 - Mean + 2Sd

	Cd (mg/kg)	Fe (%)
Mean	0.82	2.87
Standard Deviation	0.51	0.89
Mean + 2Sdev	1.85	4.66

Резултати обрачуна нултог стања земљишта за Cu, Pb и Zn коришћењем логаритмовања у оквиру Mean + 2Sd методе су приказани у табелама бр. 28 и бр. 29.

Табела бр. 28 - Логаритамске вредности Mean + 2Sd

	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
Mean	1.84	1.33	1.54
Standard Deviation	0.41	0.37	0.27
Mean + 2Sdev	2.67	2.07	2.08

Табела бр. 29 - Изведене логаритамске вредности Mean + 2Sd

	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
Mean+ 2Sdev	464.08	118.79	120.44

Резултати обрачуна нултог стања земљишта за Cd и Fe коришћењем стандардне Median + 2MAD методе су приказани у табели бр. 30.

Табела бр. 30 - Median + 2MAD

	Cd (mg/kg)	Fe (%)
Median	0.73	2.91
Median absolute deviation (MAD)	0.23	0.58
Median + 2MAD	1.18	4.06

Резултати обрачуна нултог стања земљишта за Cu, Pb и Zn коришћењем логаритмовања у оквиру Median + 2MAD методе су приказани у табелама бр. 31 и бр. 32.

Табела бр. 31 - Логаритамске вредности Median + 2MAD

	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
Median	1.84	1.28	1.56
Median absolute deviation (MAD)	0.17	0.23	0.16
Median + 2MAD	2.17	1.73	1.87

Табела бр. 32 - Изведене логаритамске вредности Median + 2MAD

	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
Median + 2MAD	148.26	53.83	74.55

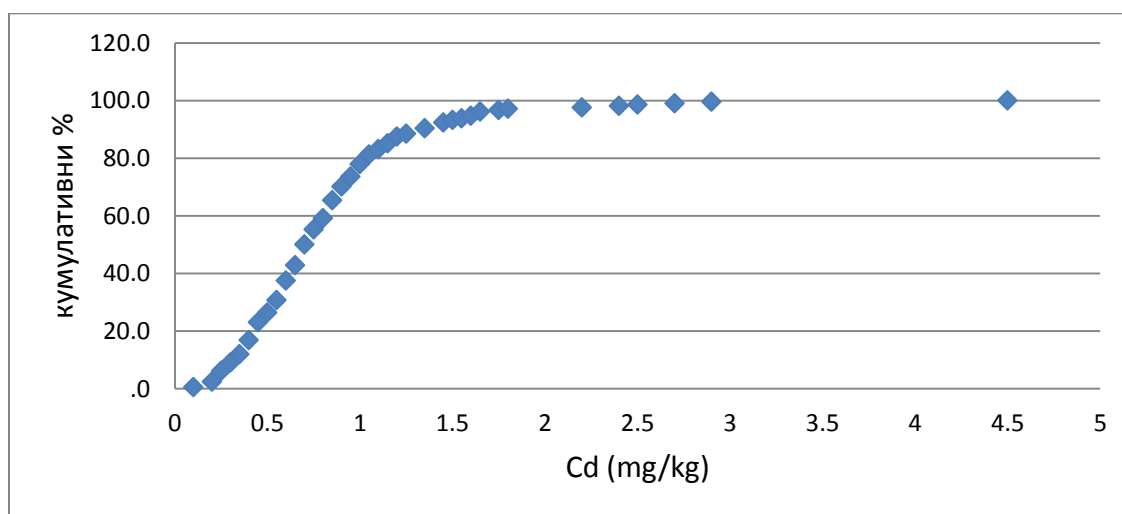
Метода [Median+2MAD] пружа ниже границе природног садржаја, јер су утицаји екстрема у овој методи много мањи, што је наведено и у другим истраживањима (Galán et al., 2008; Мрвић и сар., 2011).

5.4.2. Графичке методе

Приликом прорачунавања индекса за процену нултог стања земљишта (енгл. background) графичким приступом коришћене су две методе: CDF дијаграм и Voxplot (Tukey, 1977).

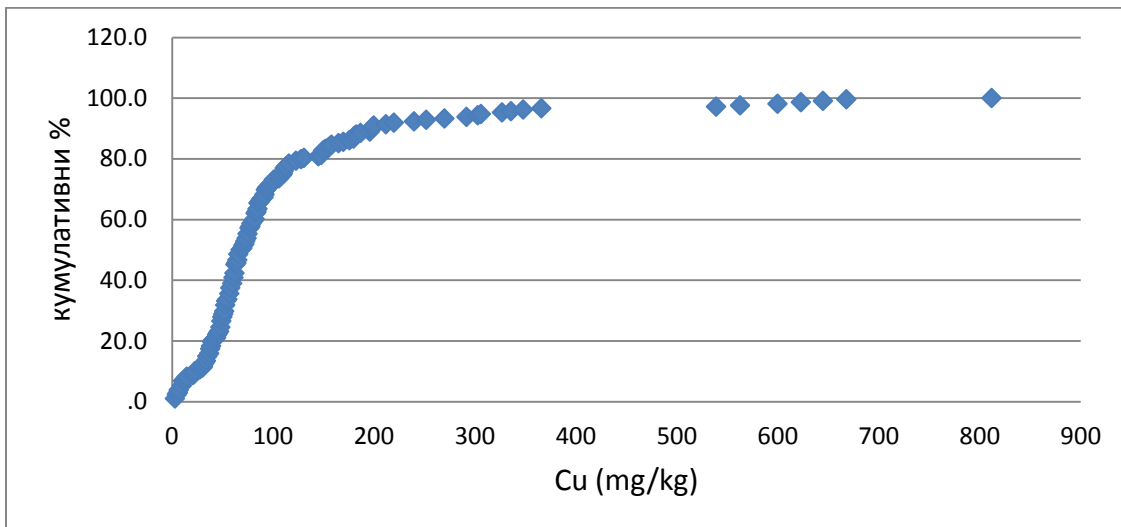
CDF графици визуелно приказују преломне тачке, тј. тачке на којима се мења правац линије и места где се група података одваја од појединачних тачака (енгл. outliers), што представља индикацију граничне вредности природног садржаја елемента.

CDF график за Cd приказује преломну тачку на око 1.1 mg/kg, а затим се јавља прекид на 1.75 mg/kg који обухвата 96.6% на кумулативном графику. После наведене вредности се одваја више појединачних тачака (слика бр. 27).



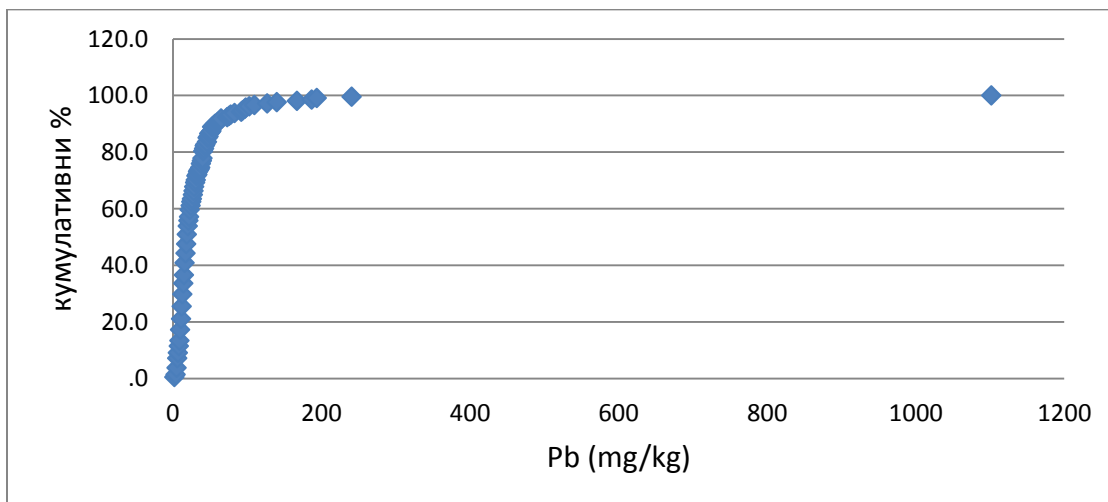
Слика бр. 27 – Приказ CDF дијаграма за Cd

Вредности преломних тачака и тачака прекида у оквиру CDF графика за Cu су: 28; 100; 128; 212 (91.3%). После ове вредности се јављају појединачне тачке у континуитету до 366 mg/kg (96.6%), а затим већи прекид и одвојене појединачне тачке (слика бр. 28).



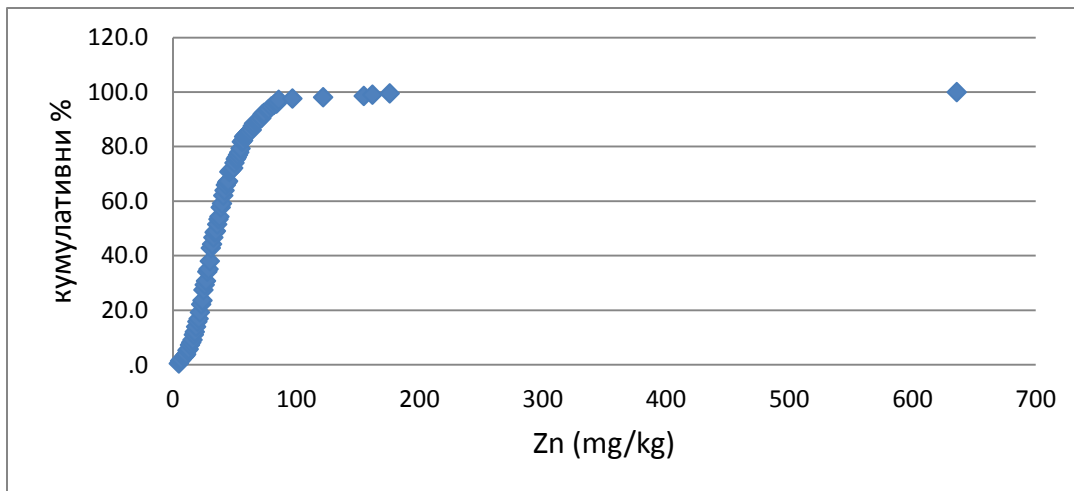
Слика бр. 28 – Приказ CDF дијаграма за Cu

Вредност преломне тачке са CDF Pb графика износи 53 mg/kg, после чега се јавља први прекид на 127 mg/kg, који обухвата 97.1% на кумулативном графику (слика бр. 29).



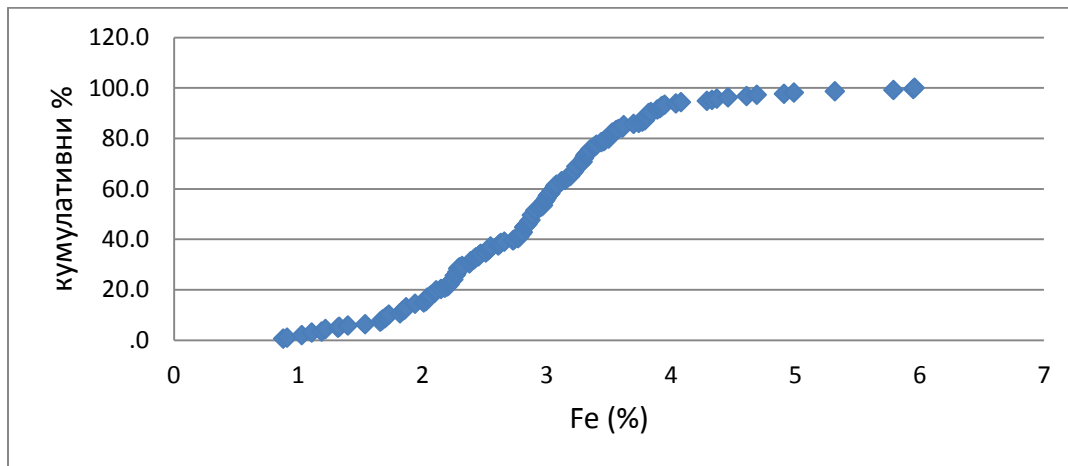
Слика бр. 29 – Приказ CDF дијаграма за Pb

Вредности преломних тачака са CDF Zn графика су: 60 и 86 mg/kg (95.7% на кумулативном графику), када се јавља и прекид, после чега се одвајају појединачне или груписане тачке (слика бр. 30).



Слика бр. 30 – Приказ CDF дијаграма за Zn

Вредности преломних тачака са CDF Fe графика су 1.7; 4 када се јавља први прекид и 4.61 mg/kg када се јавља други прекид (96.6% на кумулативном графику). Већу вредност има око 3.4% тачака, које се налазе у низу са више прекида (слика бр. 31).



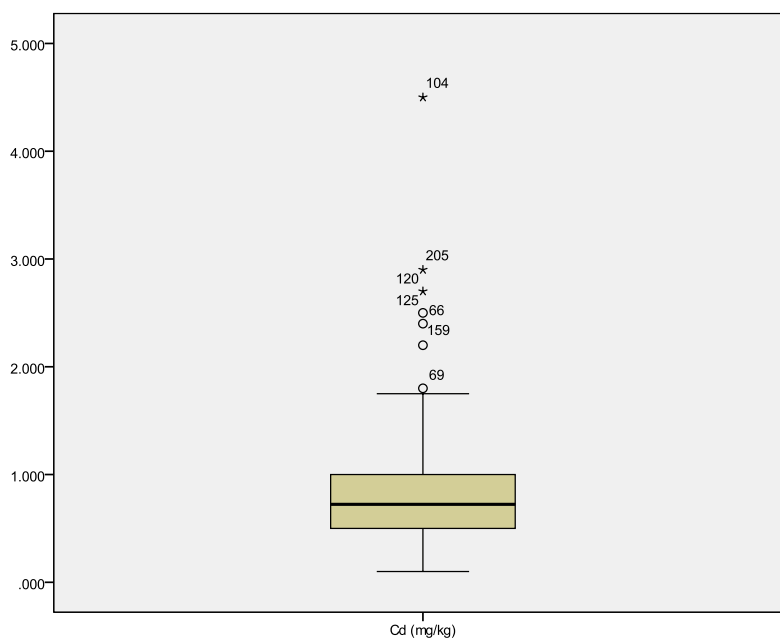
Слика бр. 31 – Приказ CDF дијаграма за Fe

Према CDF графицима „background“ вредности могле би бити у интервалу између тачака прелома, односно прекида, и то: за Cd 1.1-1.75 mg/kg; Cu 128-212

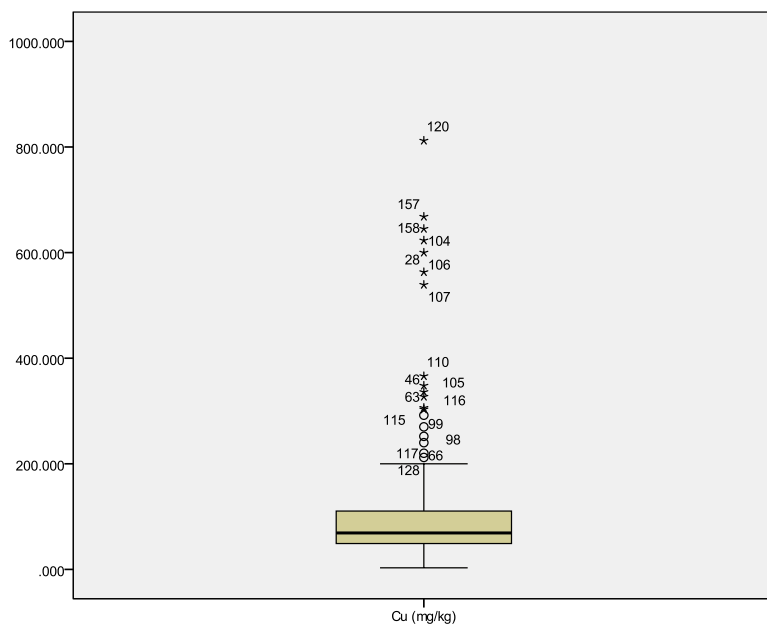
mg/kg; Pb 53-127 mg/kg; Zn 60-86 mg/kg; Fe 4-4.61 %. На хистограмима се такође може видети да је до ових вредности груписана највећа маса података (сл. 37, 39, 41, 43).

Ове методе су у великој мери субјективне. Конкретније вредности се добијају boxplot методом. Методом boxplot (Tukey, 1977) одређена је вредност на којој се појављују појединачне тачке (енгл. outliers), што указује на границу између основне групе података и аномалија и може представљати границу природног садржаја.

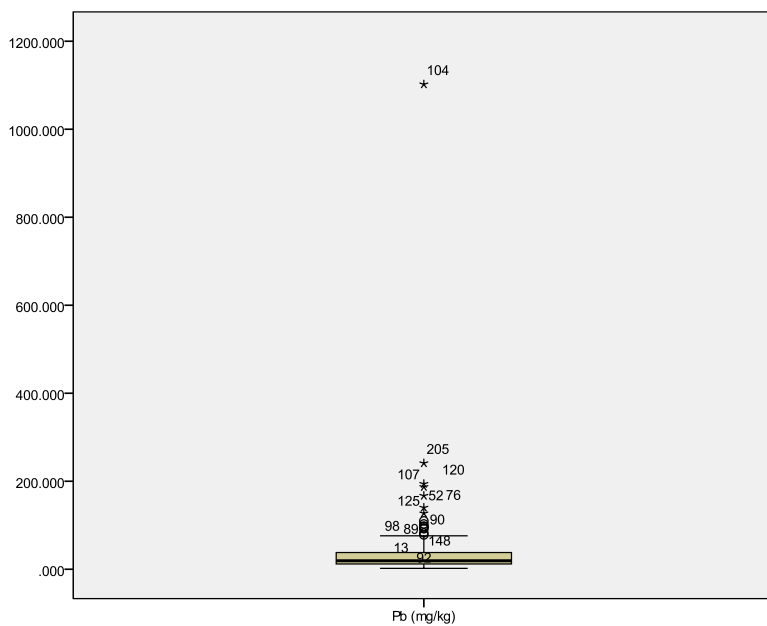
Граница је код свих елемената блиска вредностима горњег прага: 1.8 mg/kg Cd (слика бр. 32), 200 mg/kg за Cu (слика бр. 33), 100 mg/kg за Zn (слика бр. 34), 95 mg/kg за Pb (слика бр. 35), и 5% за Fe (слика бр. 36). Вредности су веће у односу на Median + 2MAD, што је добијено и у другим истраживањима (Bech et al., 2008).



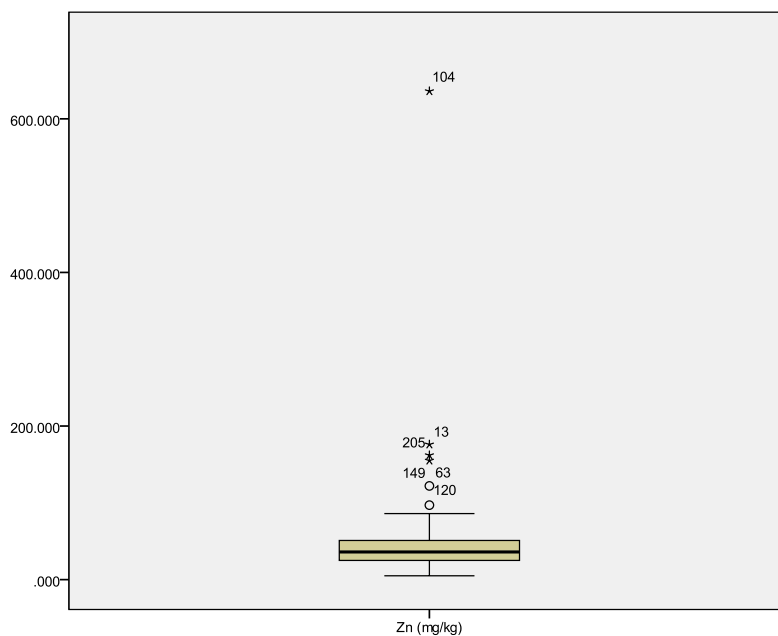
Слика бр. 32 – Boxplot - обрачун горњег прага за кадмијум (Cd)



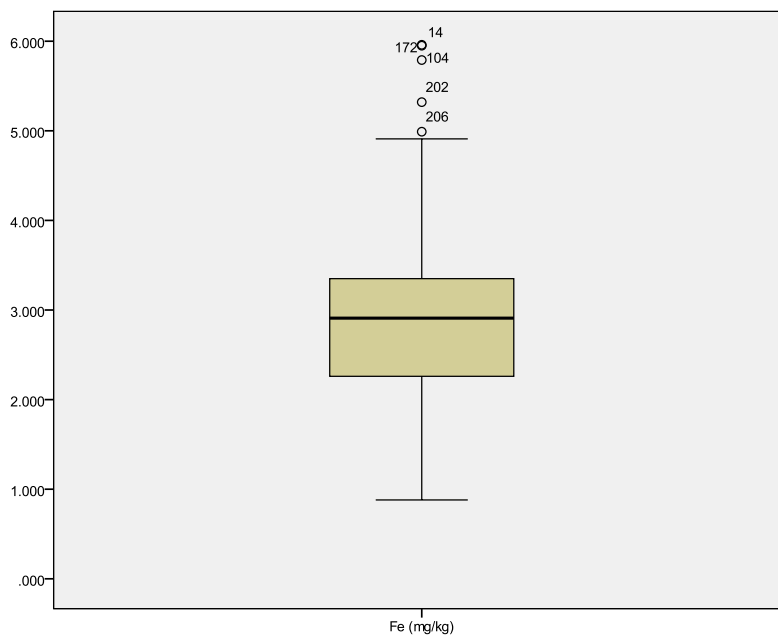
Слика бр. 33 – Вохplot - обрачун горњег прага за бакар (Cu)



Слика бр. 34 – Вохplot - обрачун горњег прага за олово (Pb)



Слика бр. 35 – Вохplot - обрачун горњег прага за цинк (Zn)



Слика бр. 36 – Вохplot - обрачун горњег прага за гвожђе (Fe)

Поређењем израчунатих „background“ вредности различитим методама види се да су највеће концентрације добијене методом Mean+2Sd, за све елементе, сем за

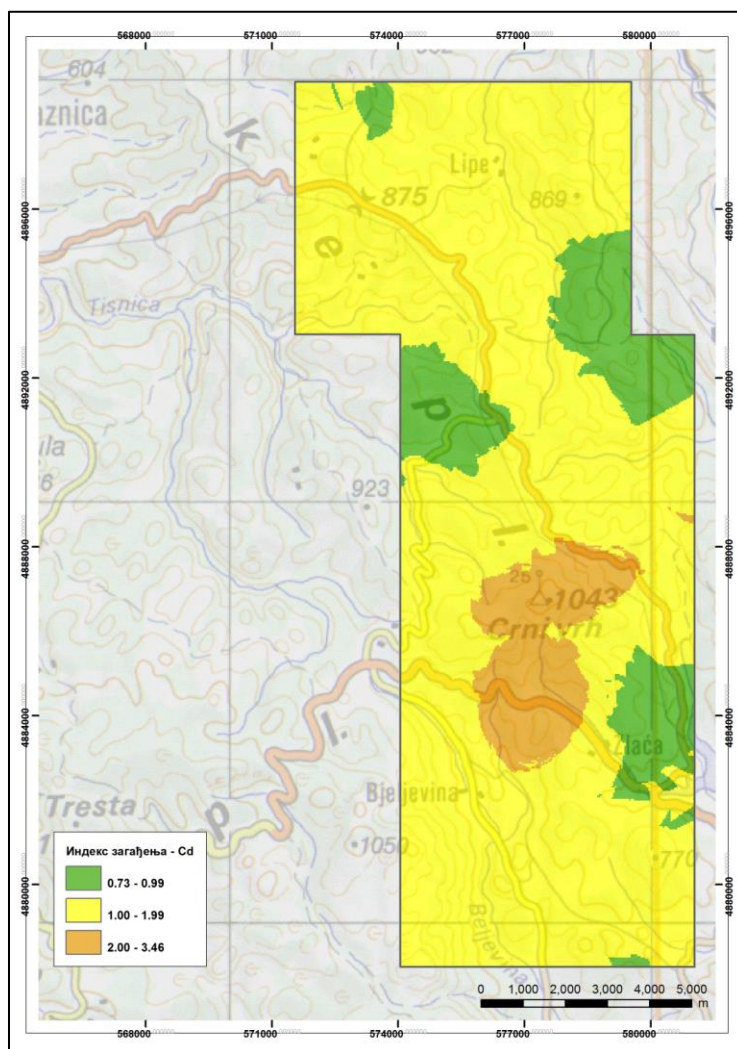
Fe, где су највеће вредности одређене методом boxplot. Методом Median+2MAD су добијене најниже „background“ вредности. Оне се углавном поклапају са првом, или другом тачком прелома на CDF графику, иза које се јављају веће концентрације елемената, са знатно мањом учесталашћу. „Background“ границе обрачунате овом методом укључују 87% узорака за Cd, 81% за Cu, 93% за Zn и 89% за Pb. Остали узорци (7-13% узорака у зависности од елемента) представљају аномалије, које треба детаљно истражити да би се утврдио ризик високих концентрација елемената на животну средину. У случају boxplot-а, „background“ концентрација би обухватила 91-97% узорака.

У овом истраживању узете су ниже „background“ вредности израчунате методом Median+2MAD, јер је подручје више деценија изложено антропогеном загађивању из Борског рударско-металуршког комплекса. На истраживаном подручју доминирају кисела земљишта, у којима је могуће испирање полутаната у дубље хоризонте (на шта указује и претходно урађена PCA анализа). Избор нижих „background“ вредности представља строжи критеријум за одређивање степена загађености потенцијалним полутантима.

5.5. Индекси загађења земљишта

5.5.1. Индекс загађења

Просторни распоред индекса загађења за кадмијум (Cd) се креће у распону од 0.73 до 3.46 (слика бр. 37). На основу коришћене класификације 13.79 % истраживаног подручја је без трагова загађења (чисто), 77.93 % је слабо загађено, 8.28 % умерено загађено, док тешки и екстремни случајеви загађења нису заступљени (табела бр. 33).



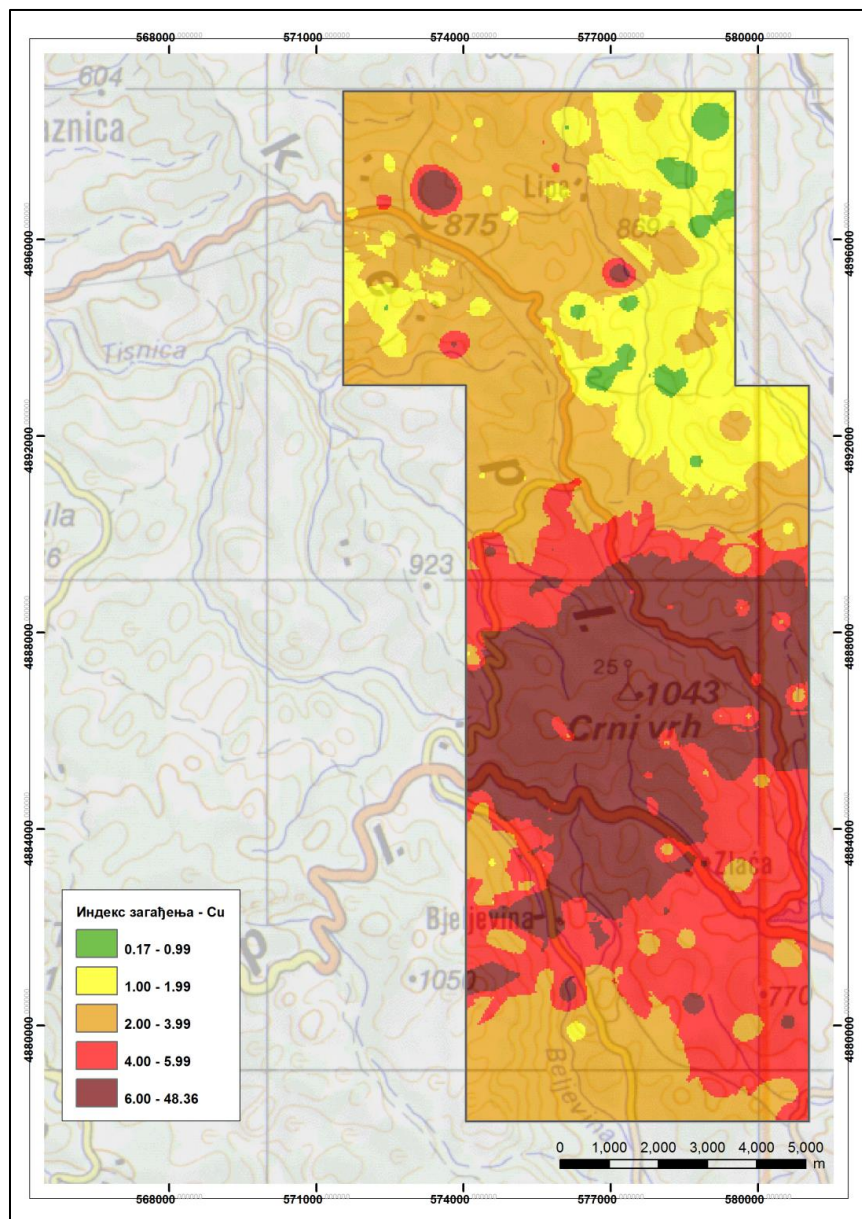
Слика бр. 37 – Карта индекса загађења за кадмијум

Табела бр. 33 - Индекс загађења Cd

Бројчана вредност	Категорија	Површина (км ²)	Површина (%)
< 1	Чисто	21.09	13.79
1 - 2	Слабо	119.16	77.93
2 - 4	Умерено	12.66	8.28
	Укупно:	152.91	100.00

Просечна вредност индекса загађења за Cd износи 1.37, што сврстава истраживано подручје у категорију слабо загађених области (вредности од 1 до 2).

Просторни распоред индекса загађења за бакар (Cu) се креће у распону од 0.17 до 48.36 (слика бр. 38). На основу коришћене класификације 1.49 % истраживаног подручја је без трагова загађења (чисто), 14.57 % је слабо загађено, 38.57 % умерено загађено, 21.49 % тешко загађено, док је екстремно загађено 23.89 % укупне територије (табела бр. 34).



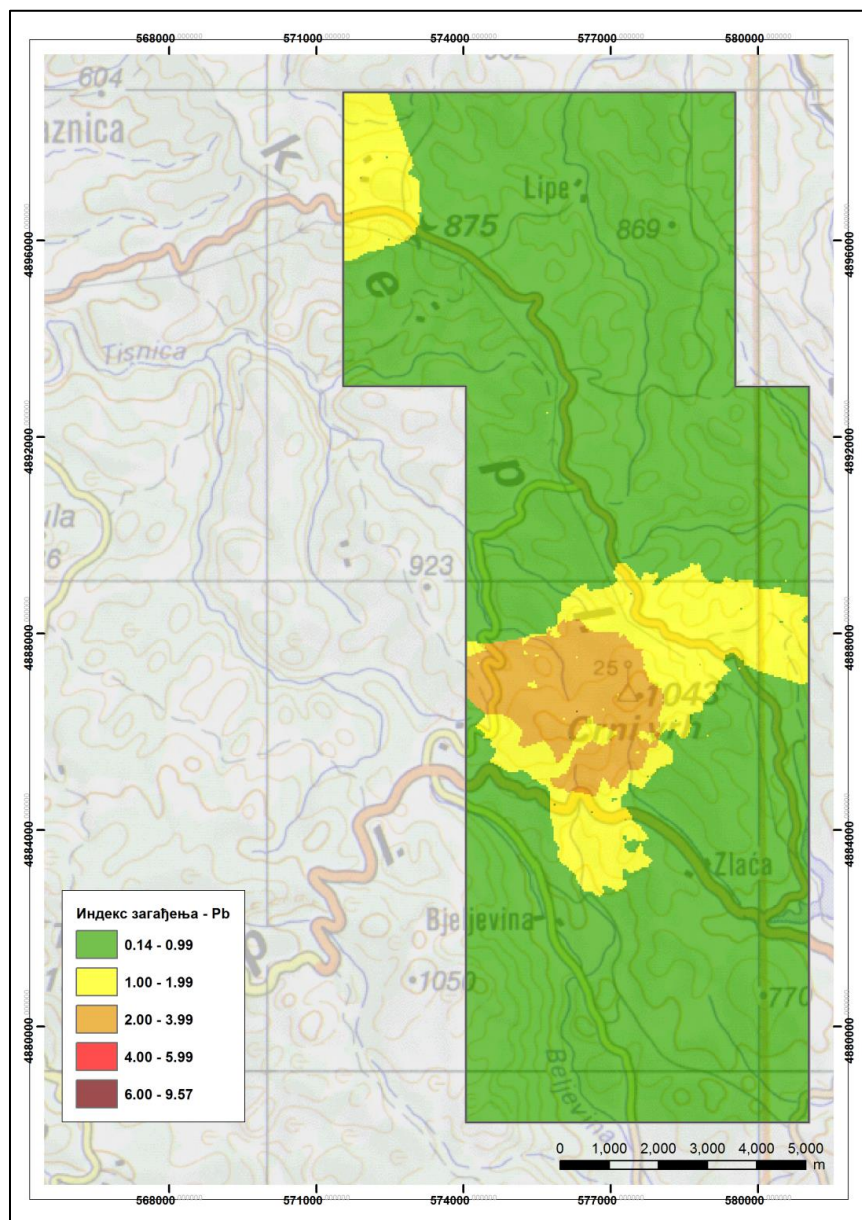
Слика бр. 38 – Карта индекса загађења за бакар

Табела бр. 34 - Индекс загађења Си

Бројчана вредност	Категорија	Површина (км ²)	Површина (%)
< 1	Чисто	2.27	1.49
1 - 2	Слабо	22.27	14.57
2 - 4	Умерено	58.97	38.57
4 - 6	Тешко	32.86	21.49
> 6	Екстремно	36.52	23.89
	Укупно:	152.91	100.00

Просечна вредност индекса загађења за Си износи 5.00, што сврстава истраживано подручје у категорију тешко загађених области (вредности од 4 до 6).

Просторни распоред индекса загађења за олово (Pb) се креће у распону од 0.14 до 9.57 (слика бр. 39). На основу коришћене класификације 81.98 % истраживаног подручја је чисто, 12.33 % слабо загађено, 5.68 % умерено загађено, 0.07 % је тешко загађено, док екстремно загађење није заступљено (табела бр. 35).



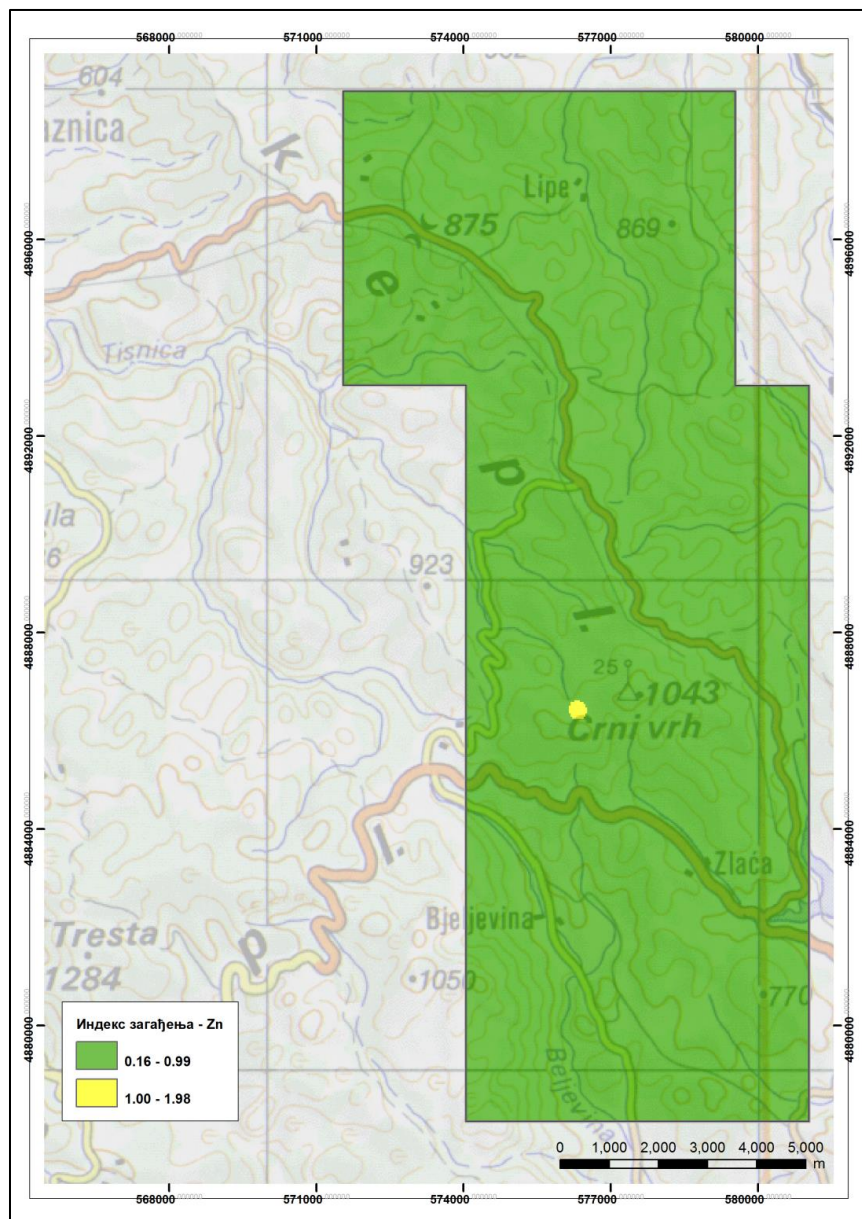
Слика бр. 39 – Карта индекса загађења за олово

Табела бр. 35 - Индекс загађења Рb

Бројчана вредност	Категорија	Површина (км ²)	Површина (%)
< 1	Чисто	125.36	81.98
1 - 2	Слабо	18.85	12.33
2 - 4	Умерено	8.69	5.68
4 - 6	Тешко	0.01	0.01
	Укупно:	152.91	100.00

Просечна вредност индекса загађења за Рb износи 0.67, што сврстава истраживано подручје у категорију чистих (незагађених) области (вредности < 1).

Просторни распоред индекса загађења за цинк (Zn) се креће у распону од 0.16 до 1.98 (слика бр. 40). На основу коришћене класификације 99.93 % истраживаног подручја је без било каквих трагова загађења, 0.07 % територије је слабо загађено, док површине под умереним, тешким и екстремним загађењем нису заступљене (табела бр. 36).



Слика бр. 40 – Карта индекса загађења за цинк

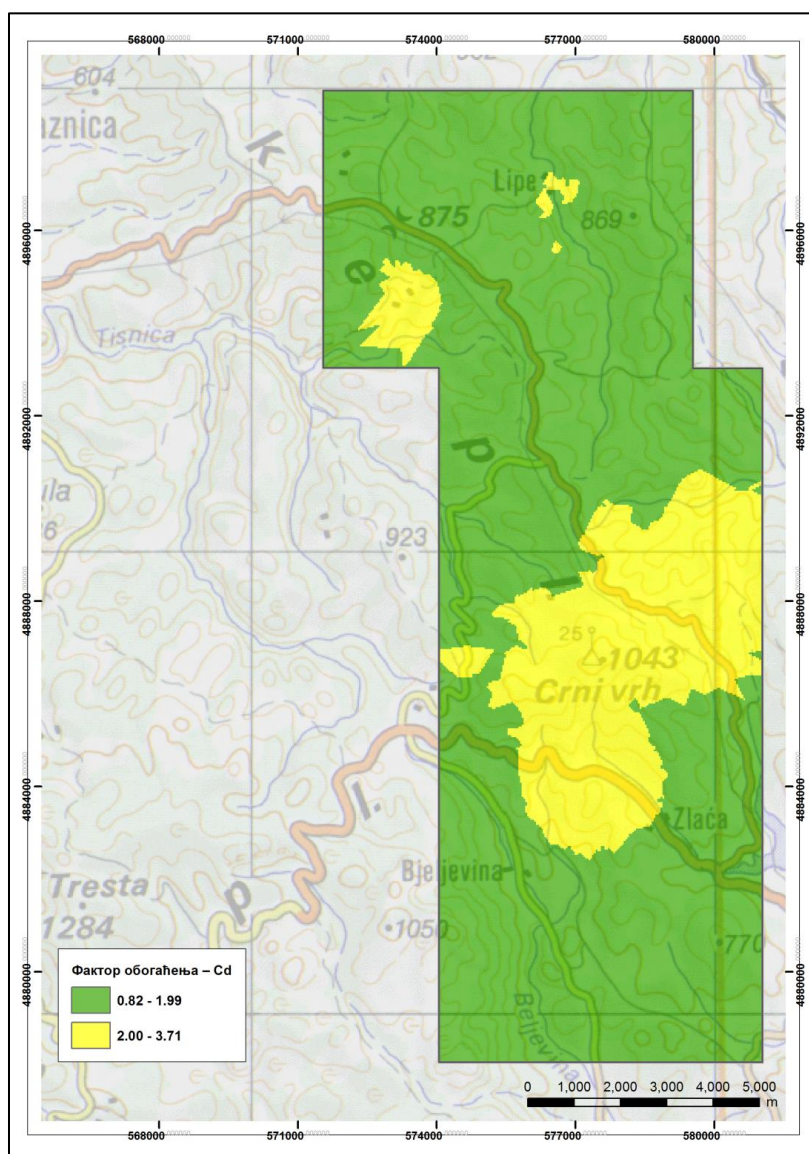
Табела бр. 36 - Индекс загађења Zn

Бројчана вредност	Категорија	Површина (км ²)	Површина (%)
< 1	Чисто	152.80	99.93
1 - 2	Слабо	0.11	0.07
	Укупно:	152.91	100.00

Просечна вредност индекса загађења за Zn износи 0.35, што сврстава истраживано подручје у категорију чистих (незагађених) области (вредности < 1).

5.5.2. Фактор обогаћења

Просторни распоред фактора обогаћења за кадмијум (Cd) се креће у распону од 0.82 до 3.71 (слика бр. 41). Класификација указује да је 78.75 % истраживаног подручја без трагова загађења, 21.25 % територије је умерено загађено, док површине под значајним, врло високим и екстремним загађењем нису заступљене (табела бр. 37).



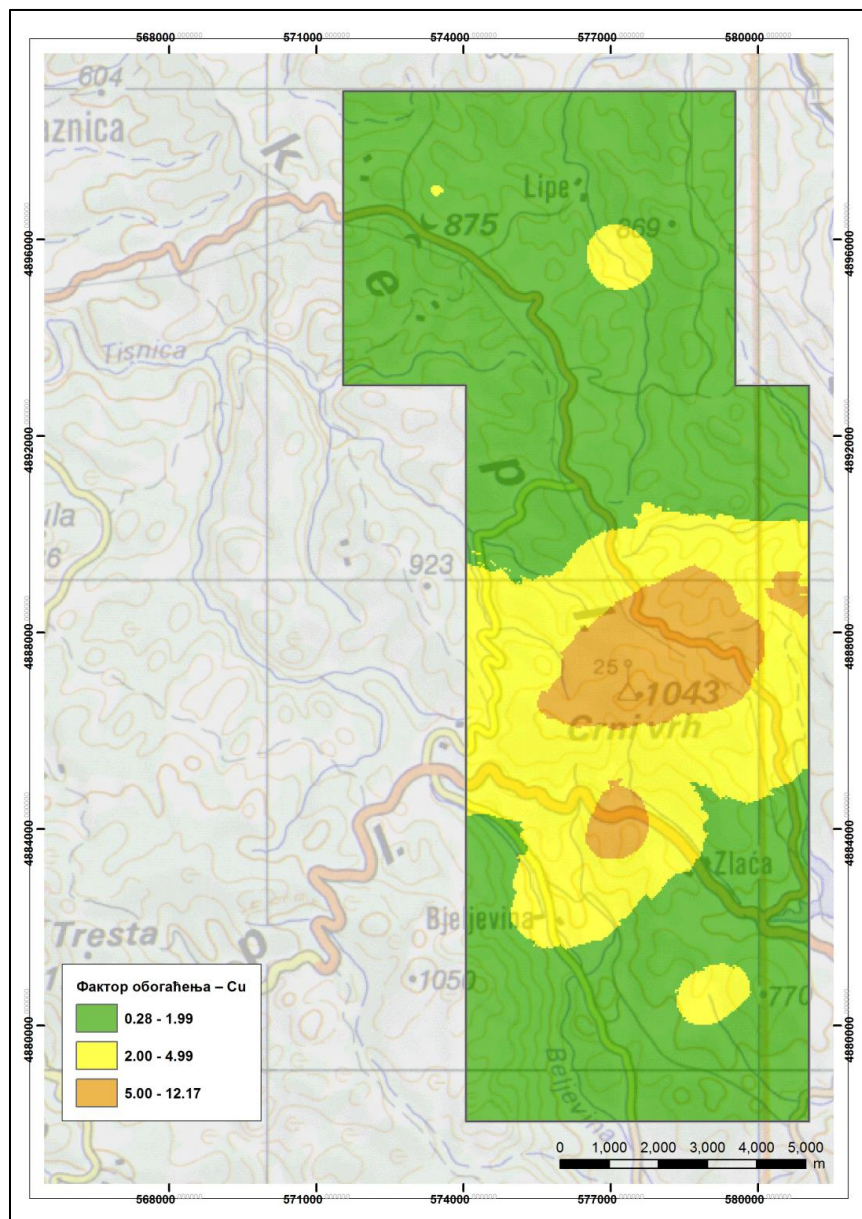
Слика бр. 41 – Карта фактора обогаћења за кадмијум

Табела бр. 37 - Фактор обогаћења Cd

Бројчана вредност	Категорија	Површина (км ²)	Површина (%)
< 2	Слабо	120.41	78.75
2 - 5	Умерено	32.50	21.25
	Укупно:	152.91	100.00

Просечна вредност фактора обогаћења за Cd износи 1.65, што сврстава истраживано подручје у категорију слабо загађених области (вредности < 2).

Просторни распоред фактора обогаћења за бакар (Cu) се креће у распону од 0.28 до 12.17 (слика бр. 42). Класификација указује да је 67.78 % истраживаног подручја без трагова загађења, 24.21 % територије је умерено загађено, 8.01 % територије је значајно загађено, док површине под врло високим и екстремним загађењем нису заступљене (табела бр. 38).



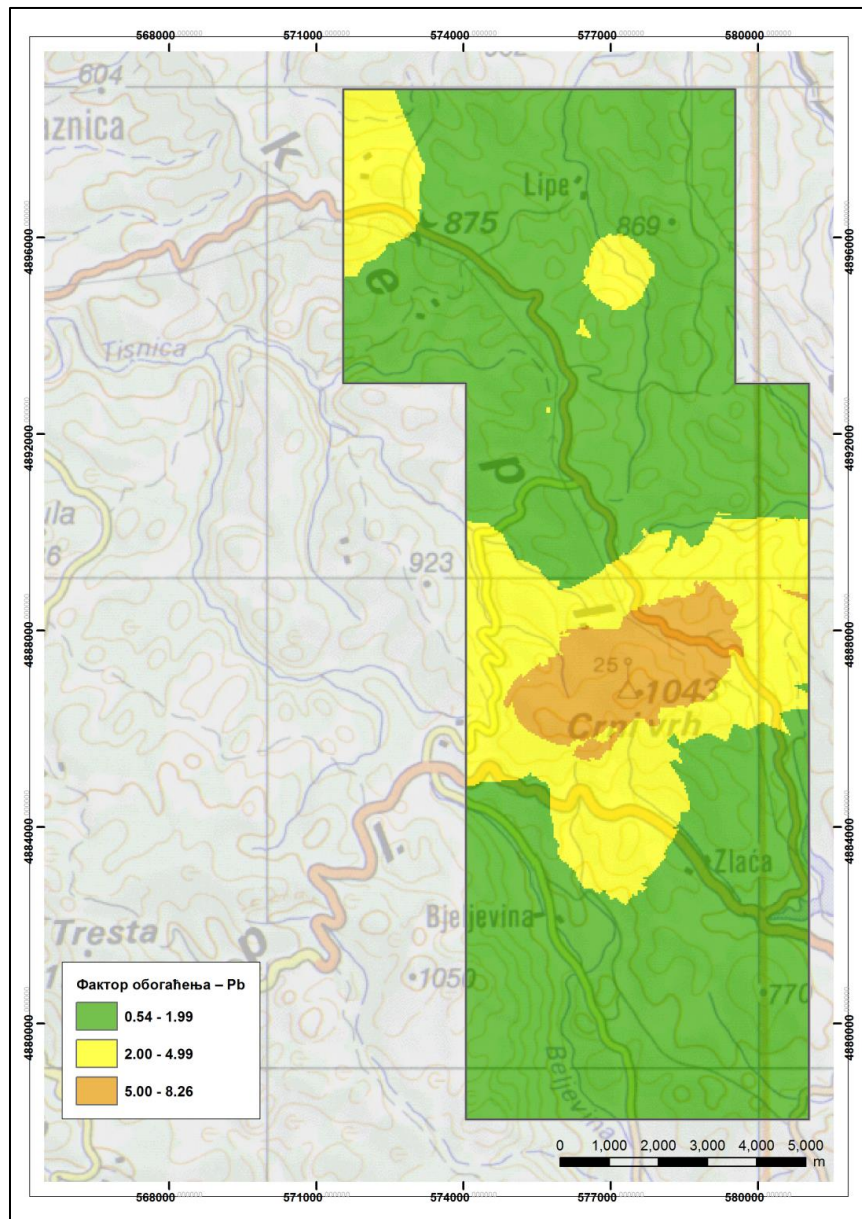
Слика бр. 42 – Карта фактора обогаћења за бакар

Табела бр. 38 - Фактор обогаћења Си

Бројчана вредност	Категорија	Површина (км ²)	Површина (%)
< 2	Слабо	103.65	67.78
2 - 5	Умерено	37.02	24.21
5 - 20	Значајно	12.24	8.01
	Укупно:	152.91	100.00

Просечна вредност фактора обогаћења за Си износи 2.14, што сврстава истраживано подручје у категорију умерено загађених области (вредности од 2 до 5).

Просторни распоред фактора обогаћења за олово (Pb) се креће у распону од 0.54 до 8.26 (слика бр. 43). Класификација указује да је 72.07 % истраживаног подручја без трагова загађења, 21.75 % територије је умерено загађено, 6.19 % територије је значајно загађено, док површине под врло високим и екстремним загађењем нису заступљене (табела бр. 39).



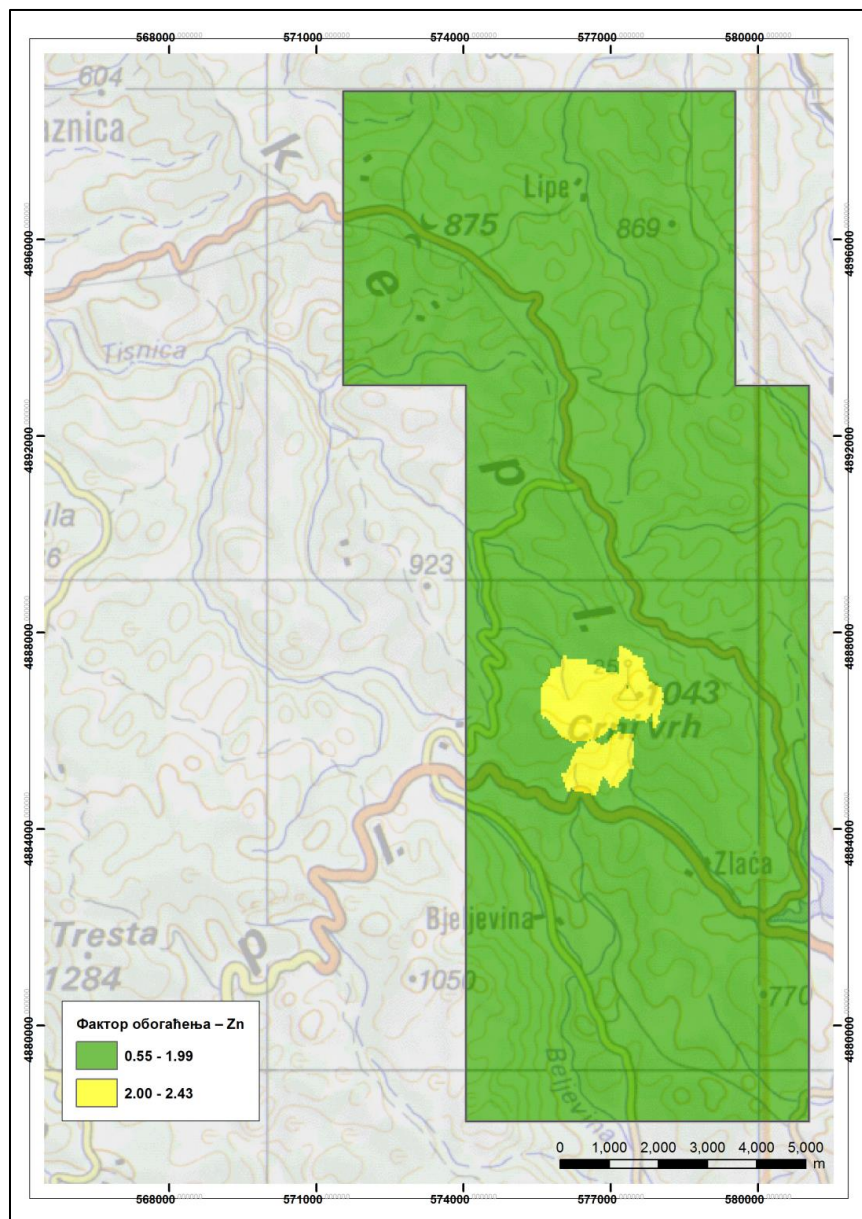
Слика бр. 43 – Карта фактора обогаћења за олово

Табела бр. 39 - Фактор обогаћења Рb

Бројчана вредност	Категорија	Површина (км ²)	Површина (%)
< 2	Слабо	110.20	72.07
2 - 5	Умерено	33.25	21.75
5 - 20	Значајно	9.46	6.19
	Укупно:	152.91	100.00

Просечна вредност фактора обогаћења за Рb износи 1.87, што сврстава истраживано подручје у категорију слабо загађених области (вредности < 2).

Просторни распоред фактора обогаћења за цинк (Zn) се креће у распону од 0.55 до 2.43 (слика бр. 44). Класификација указује да је 97.12 % истраживаног подручја без трагова загађења, 2.88 % територије је умерено загађено, док површине под значајним, врло високим и екстремним загађењем нису заступљене (табела бр. 40).



Слика бр. 44 – Карта фактора обогаћења за цинк

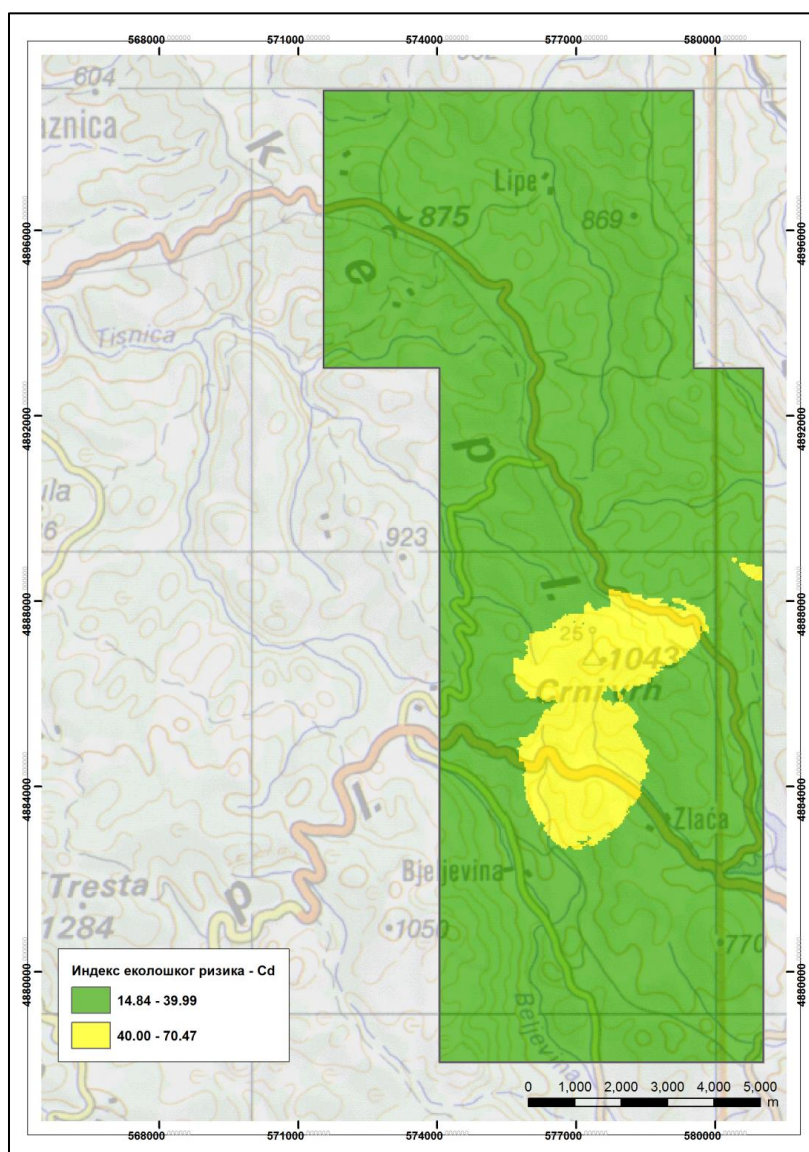
Табела бр. 40 - Фактор обогаћења Zn

Бројчана вредност	Категорија	Површина (км ²)	Површина (%)
< 2	Слабо	148.51	97.12
2 - 5	Умерено	4.40	2.88
	Укупно:	152.91	100.00

Просечна вредност фактора обогаћења за Zn износи 1.05, што сврстава истраживано подручје у категорију слабо загађених области (вредности < 2).

5.5.3. Индекс еколошког ризика

Просторни распоред индекса еколошког ризика за кадмијум (Cd) се креће у распону од 14.84 до 70.47 (слика бр. 45). Класификација указује да је 91.22 % истраживаног подручја без трагова загађења, 8.78 % територије је средње загађено, док површине под значајним, високим и врло високим загађењем нису заступљене (табела бр. 41).



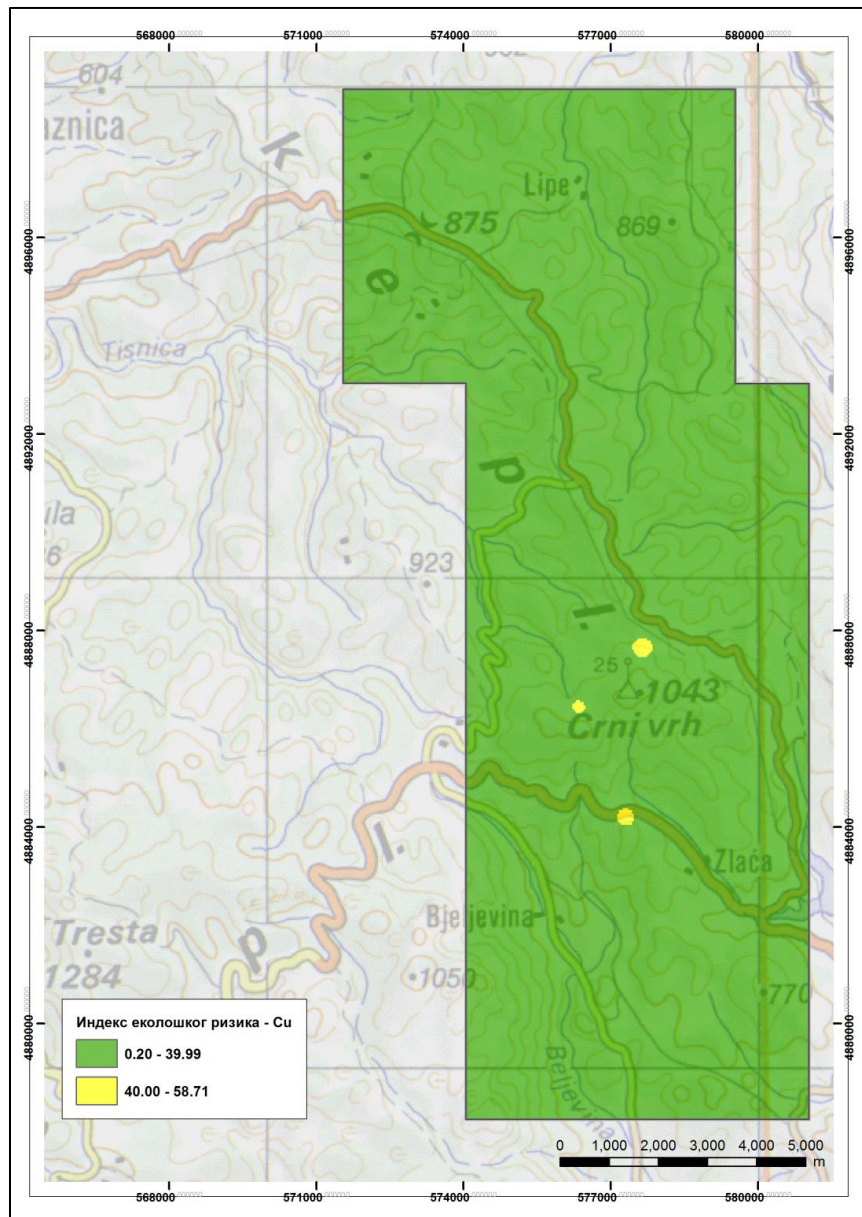
Слика бр. 45 – Карта индекса еколошког ризика за кадмијум

Табела бр. 41 - Индекс еколошког ризика Cd

Бројчана вредност	Категорија	Површина (км ²)	Површина (%)
< 40	Мало	139.48	91.22
40 - 80	Средње	13.43	8.78
	Укупно:	152.91	100.00

Просечна вредност еколошког ризика за Cd износи 27.78, што сврстава истраживано подручје у категорију мало загађених области (вредности < 40).

Просторни распоред индекса еколошког ризика за бакар (Cu) се креће у распону од 0.20 до 58.71 (слика бр. 46). Класификација указује да је 99.83 % истраживаног подручја без трагова загађења, 0.17 % територије је средње загађено, док површине под значајним, високим и врло високим загађењем нису заступљене (табела бр. 42).



Слика бр. 46 – Карта индекса еколошког ризика за бакар

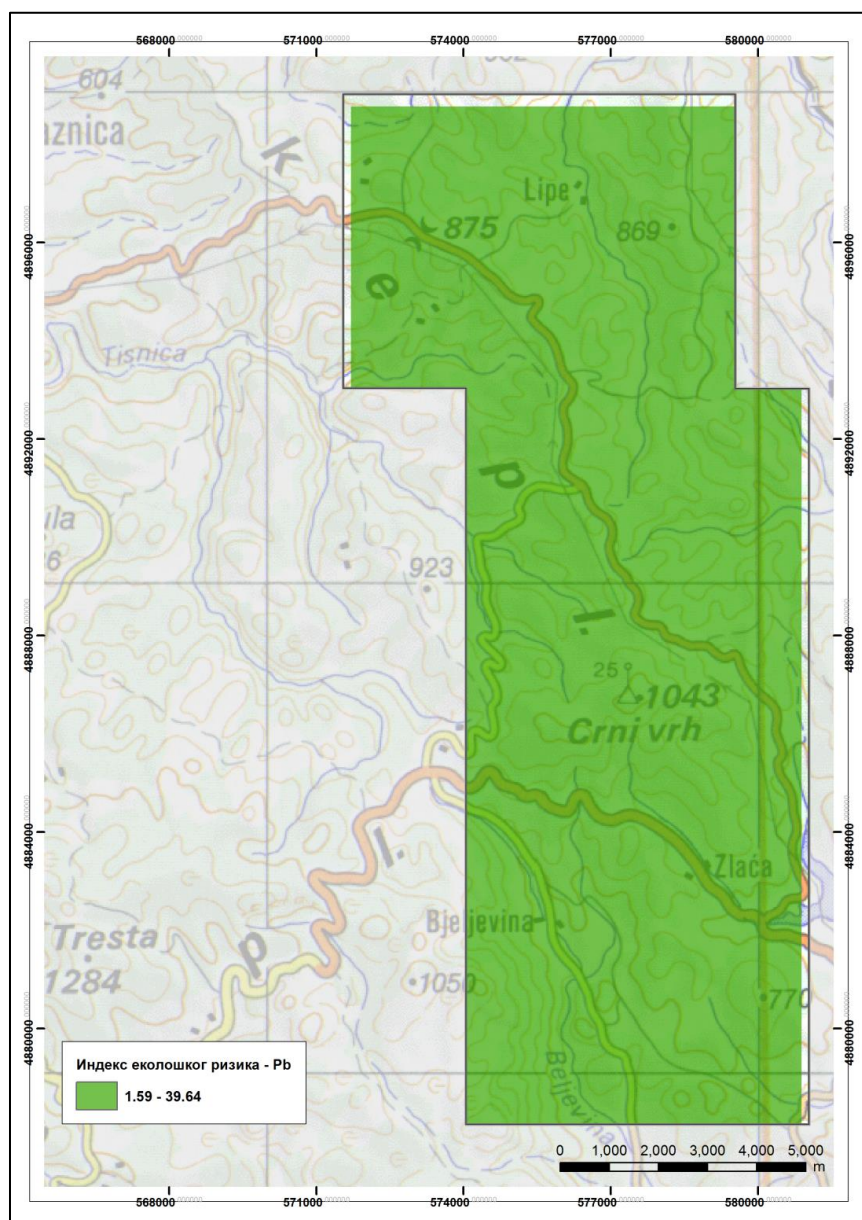
Табела бр. 42 - Индекс еколошког ризика Си

Бројчана вредност	Категорија	Површина (км ²)	Површина (%)
< 40	Мало	152.65	99.83
40 - 80	Средње	0.26	0.17
	Укупно:	152.91	100.00

Просечна вредност еколошког ризика за Си износи 6.07, што сврстава истраживано подручје у категорију мало загађених области (вредности < 40).

Нижи фактор токсичности као и израчунате високе „background“ вредности за бакар су утицале на ниске вредности индекса еколошког ризика.

Просторни распоред индекса еколошког ризика за олово (Pb) се креће у распону од 1.59 до 39.64 (слика бр. 47). Класификација указује да је истраживано подручје без трагова загађења (табела бр. 43), иако се максималне вредности крећу до 39.64.



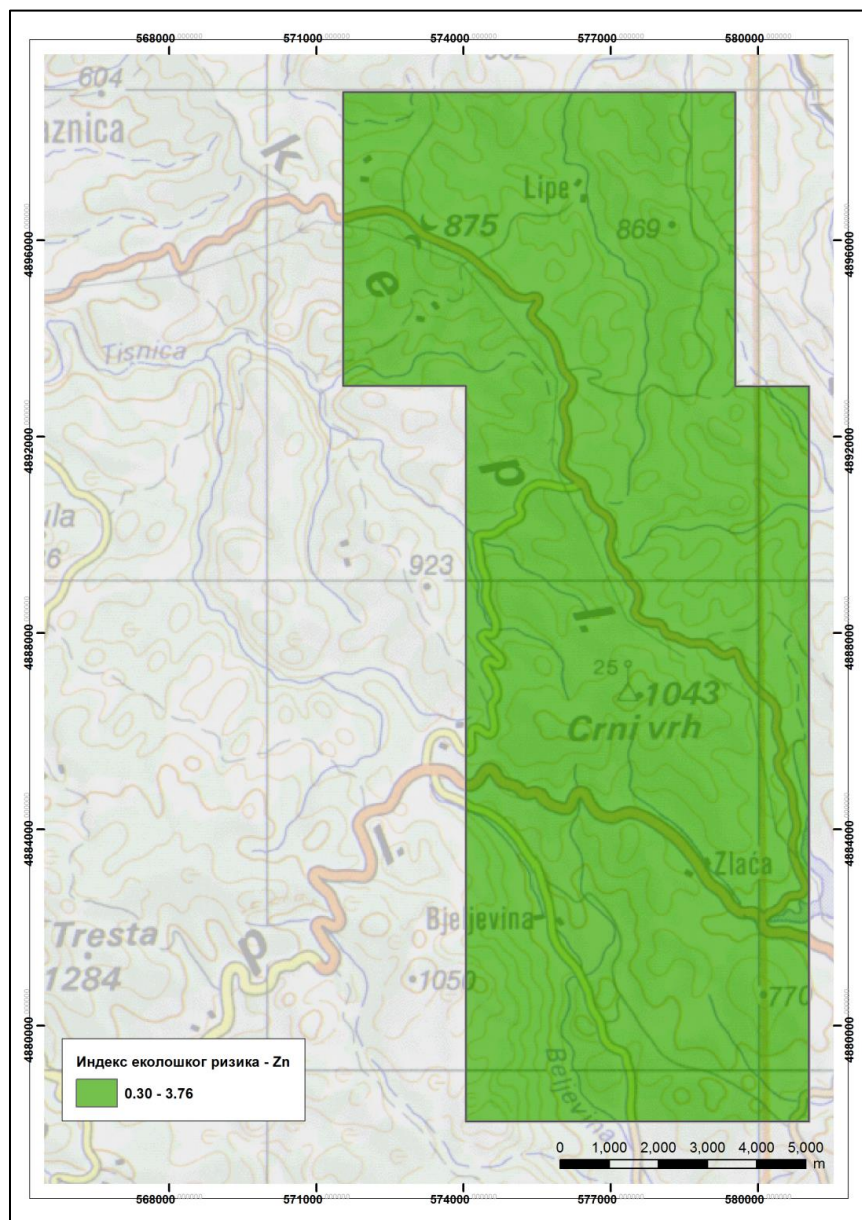
Слика бр. 47 – Карта индекса еколошког ризика за олово

Табела бр. 43 - Индекс еколошког ризика Р_b

Бројчана вредност	Категорија	Површина (км ²)	Површина (%)
< 40	Мало	152.91	100.00
	Укупно:	152.91	100.00

Просечна вредност еколошког ризика за Р_b износи 5.35, што сврстава истраживано подручје у категорију мало загађених области (вредности < 40).

Просторни распоред индекса еколошког ризика за цинк (Zn) се креће у распону од 0.30 до 3.76 (слика бр. 48). Класификација указује да је истраживано подручје без трагова загађења (табела бр. 44).



Слика бр. 48 – Карта индекса еколошког ризика за цинк

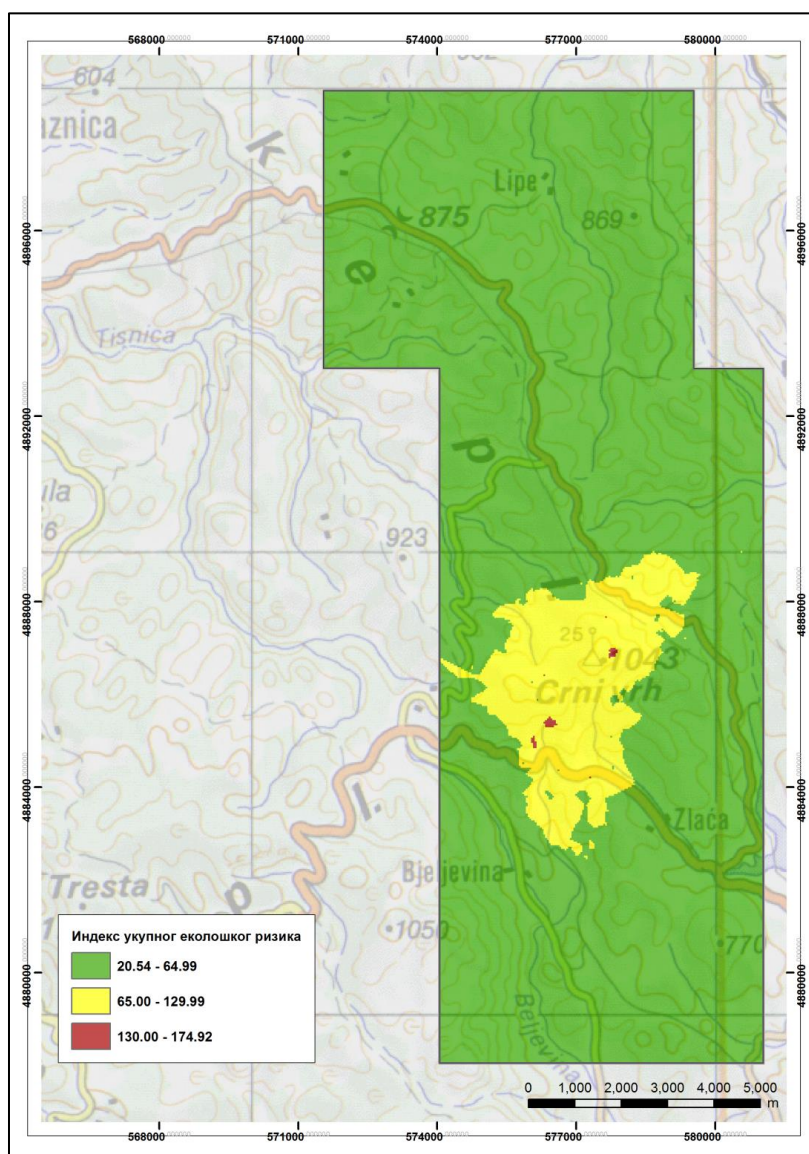
Табела бр. 44 - Индекс еколошког ризика Zn

Бројчана вредност	Категорија	Површина (км ²)	Површина (%)
< 40	Мало	152.91	100.00
	Укупно:	152.91	100.00

Просечна вредност еколошког ризика за Zn износи 0.65, што сврстава истраживано подручје у категорију мало загађених области (вредности < 40).

5.5.4. Индекс укупног еколошког ризика

Просторни распоред индекса укупног еколошког ризика се креће у распону од 20.54 до 174.52 (слика бр. 49). Класификација указује да 89.66 % истраживаног подручја под малим (незнатним) загађењем, 10.27 % територије је средње загађено, 0.06 % територије је под високим загађењем, док површине под врло високим загађењем нису заступљене (табела бр. 45).



Слика бр. 49 – Карта индекса укупног еколошког ризика

Табела бр. 45 - Индекс укупног еколошког ризика

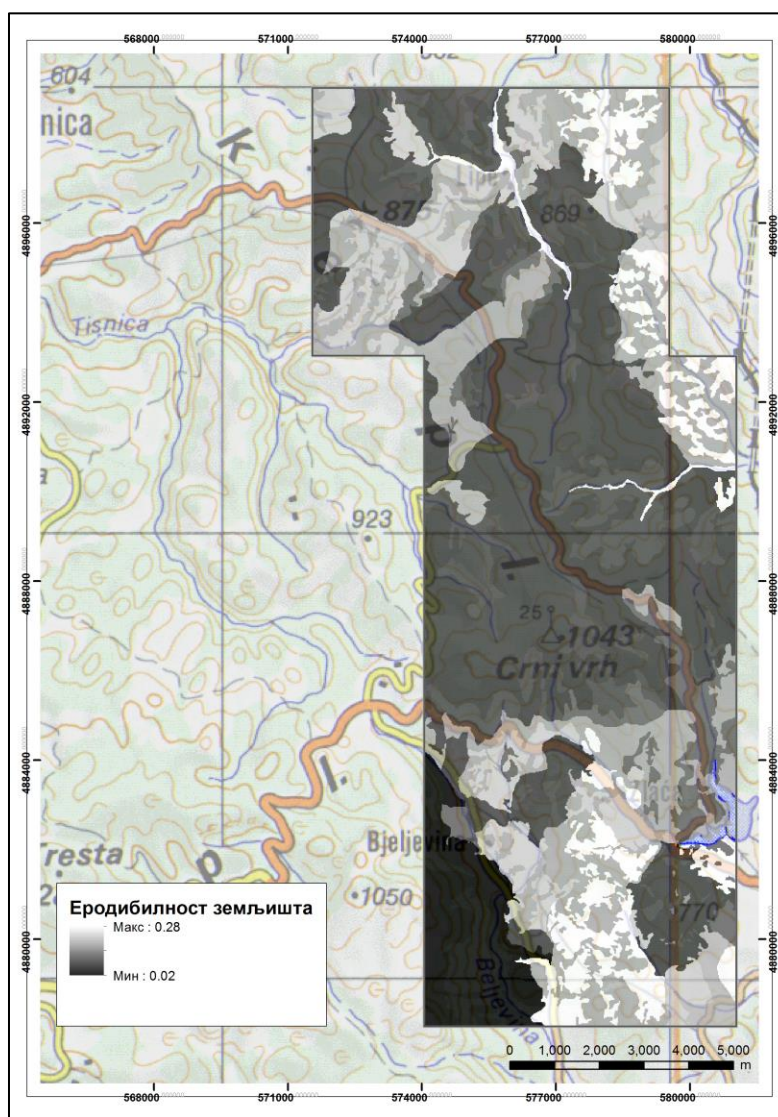
Бројчана вредност	Категорија	Површина (км ²)	Површина (%)
< 65	Мало	137.11	89.66
65 - 130	Средње	15.71	10.27
130 - 260	Високо	0.09	0.06
	Укупно:	152.91	100.00

Просечна вредност еколошког ризика износи 39.97, што сврстава истраживано подручје у категорију мало загађених области (вредности < 65).

Вредности индекса укупног еколошког ризика зависе највише од одабира проучаваних микроелемената и факора токсичности који се њима додељују, при чему треба узети у обзир високе вредности фактора токсичности за тешке метале, чије се повишене концентрације углавном приписују антропогеном утицају.

5.6. Фактор еродибилности земљишта

Просторни приказ еродибилности земљишта је представљен на слици бр. 50. Вредности К фактора се крећу у распону од 0.02 до 0.28. Класификација (USDA, 1983) указује да је 60.63 % земљишта отпорно на водну ерозију, док је 39.37 % слабо осетљиво на водну ерозију. У оквиру истраживаног подручја нису заступљена земљишта средње, веома и врло јако осетљива на водну ерозију.



Слика бр. 50 – Карта еродибилности земљишта

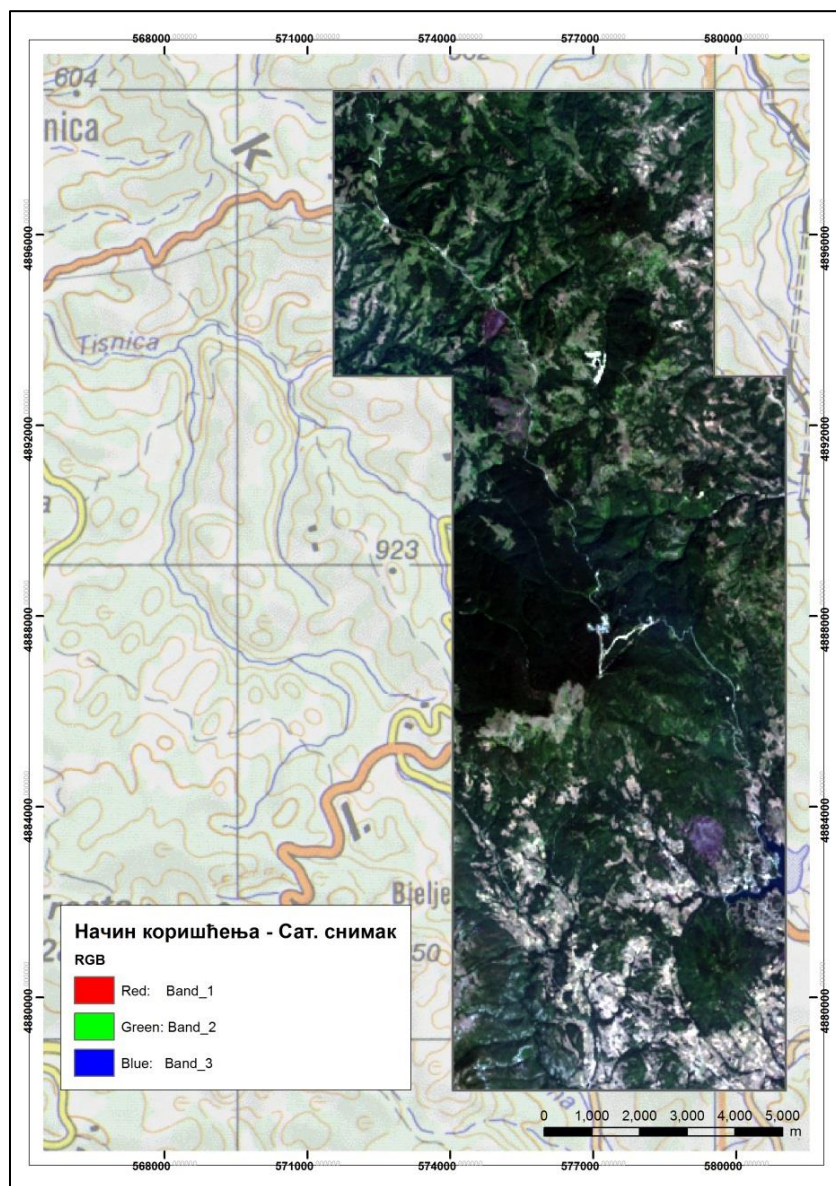
Хистограм дистрибуције еродибилности земљишта је представљен на слици бр. 51. Просечна вредност еродибилности земљишта износи 0.17, што сврстава истраживано подручје у категорију земљишта отпорних на водну ерозију (вредности < 0.20).



Слика бр. 51 - Хистограм дистрибуције еродибилности земљишта

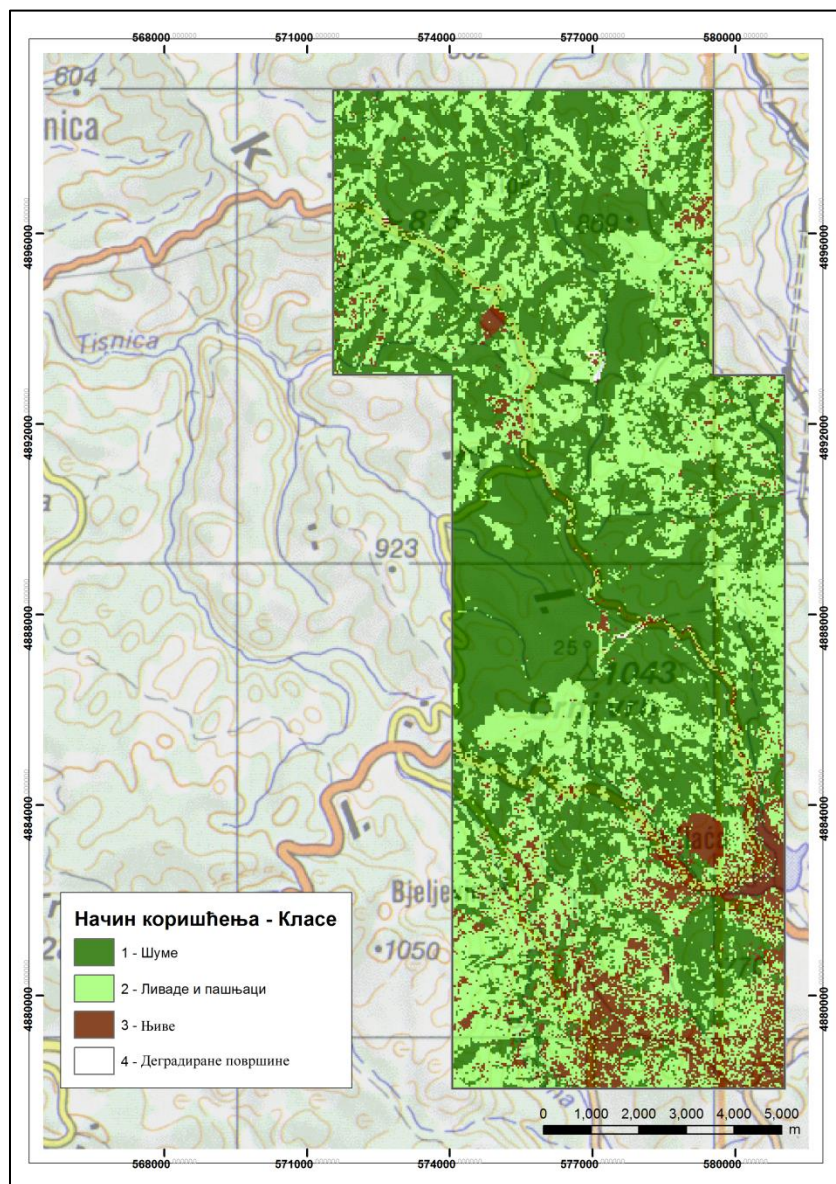
5.7. Начин коришћења земљишта

Сателитски снимак истраживаног подручја (слика бр. 52) произведен је спајањем канала бр. 2 који припада плавом спектру (0.452 - 0.512 μm), бр. 3 из зеленог спектра (0.533 - 0.590 μm) и бр. 4 из црвеног спектра (0.636 - 0.673 μm), при чему су коришћени сателитски снимци из мисије LANDSAT 8.



Слика бр. 52 – Сателитски снимак истраживаног подручја

Анализа сателитског снимка је урађена коришћењем методе надзиране класификације, при чему су утврђене четири класе начина коришћења земљишта: шуме, ливаде и пашњаци, њиве и деградиране површине (слика бр. 53).



Слика бр. 53 – Начин коришћења земљишта

5.8. Анализа укупне деградације земљишта

5.8.1. Концептуални модел процене укупне деградације земљишта

За процену укупне деградације земљишта на основу претходних анализа издвојили су се следећи фактори: еродибилност земљишта, индекс укупног еколошког ризика, киселост земљишта, и начин коришћења земљишта. Узимајући у обзир све факторе разрађен је концептуални модел укупне деградације применом методологије аналитичког хијерархијског процеса (АХП).

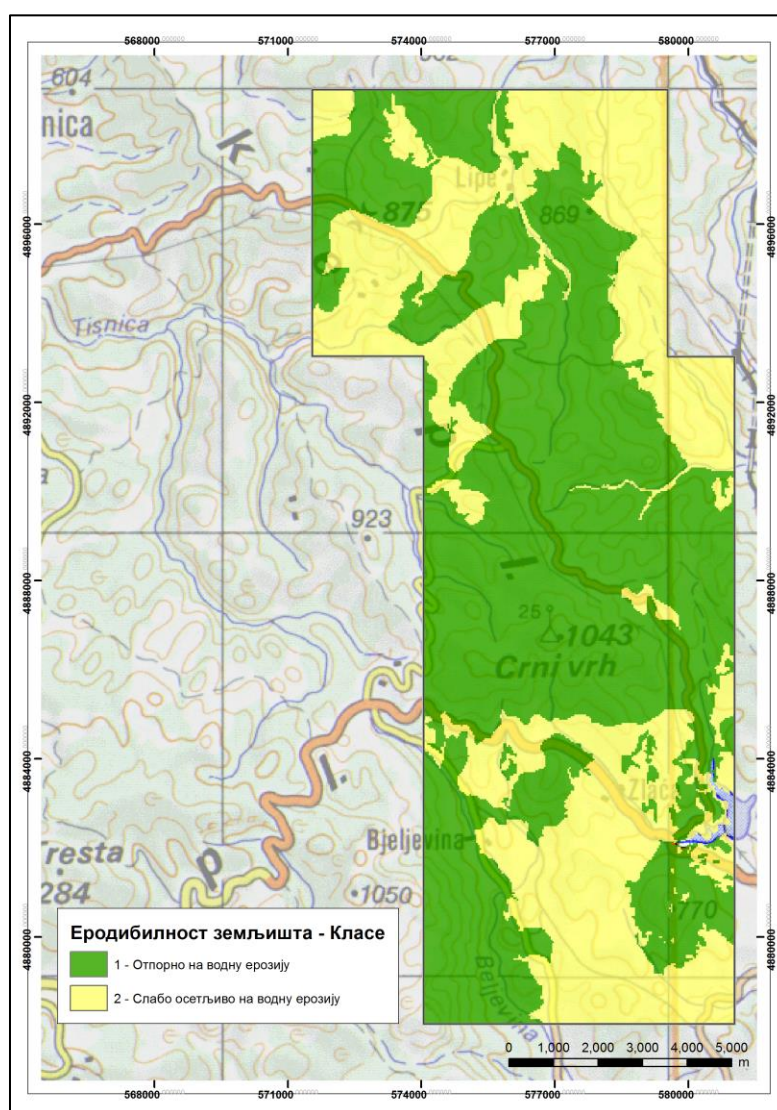
Наведени фактори су претворени у класе да би се као финални резултат добила карта укупне деградације земљишта (слика бр. 54).



Слика бр. 54 - Концептуални модел процене укупне деградације земљишта

5.8.1.1. Еродибилност земљишта

Подела еродибилности земљишта на класе за потребе АХП анализе (слика бр. 55), је урађена на основу карте еродибилности земљишта (претходно приказана у раду, слика бр. 50). Земљишта отпорна на водну ерозију (вредности < 0.20) су припала првој класи деградације, док су земљишта слабо осетљива на водну ерозију (вредности од 0.20 до 30) припала другој класи деградације (табела бр. 46).



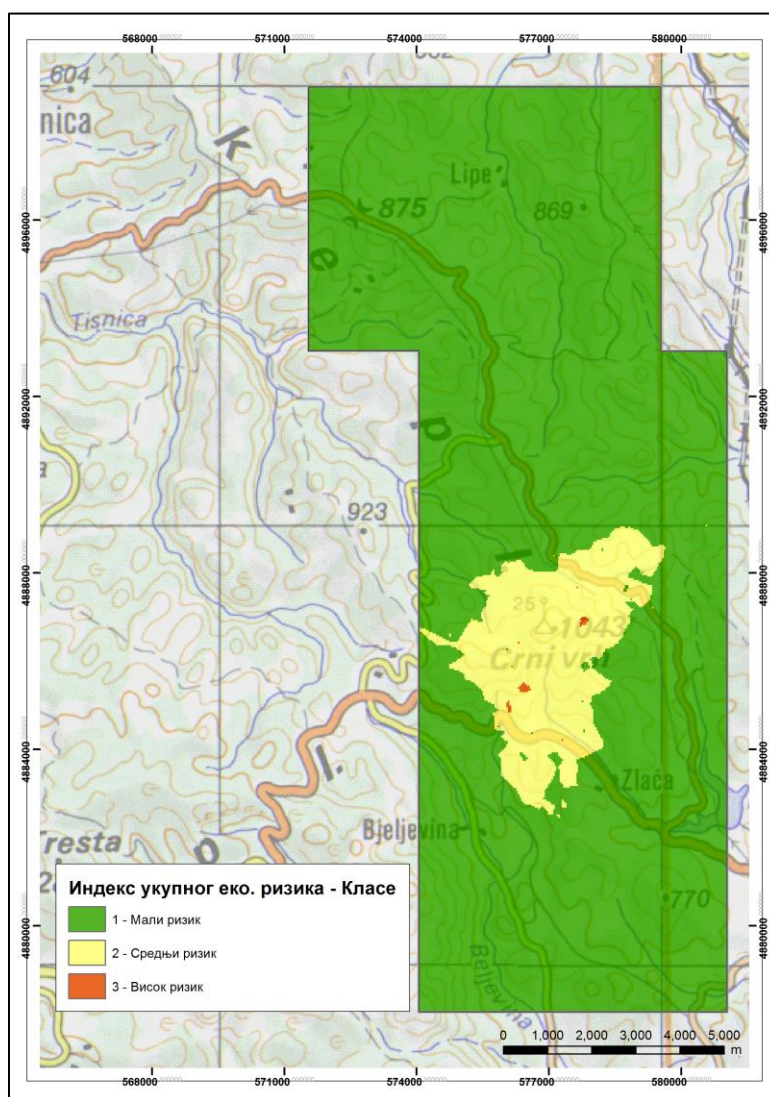
Слика бр. 55 - Карта еродибилности земљишта по класама

Табела бр. 46 - Еродибилност земљишта по класама

АХП класификација	Стандардна класификација (USDA, 1983)	Распон вредности	Површина (км ²)	Површина (%)
		$\left(\frac{\text{ton acre hour}}{\text{acre ft} - \text{ton inch}}\right)$		
1. Слабо деградирано	Отпорна на водну ерозију	< 0.20	92.71	60.63
2. Средње деградирано	Слабо осетљива на водну ерозију	0.20 - 0.30	60.20	39.37
3. Значајно деградирано	Средње осетљива на водну ерозију	0.30 - 0.40	0.00	0.00
4. Високо деградирано	Веома осетљива на водну ерозију	0.40 - 0.50	0.00	0.00
	Врло јако осетљива на водну ерозију	> 0.50	0.00	0.00
Укупно:			152.91	100.00

5.8.1.2. Индекс укупног еколошког ризика

Подела индекса укупног еколошког ризика на класе, за потребе АХП анализе (слика бр. 56), је урађена на основу интерполоване карте индекса укупног еколошког ризика (претходно приказана у раду, слика бр. 49). Области малог ризика су припале првој класи (вредности < 65), средњег ризика (вредности од 65 до 130) другој класи, док су зоне високог ризика (вредности од 130 до 260) припале трећој класи деградације (табела бр. 47).



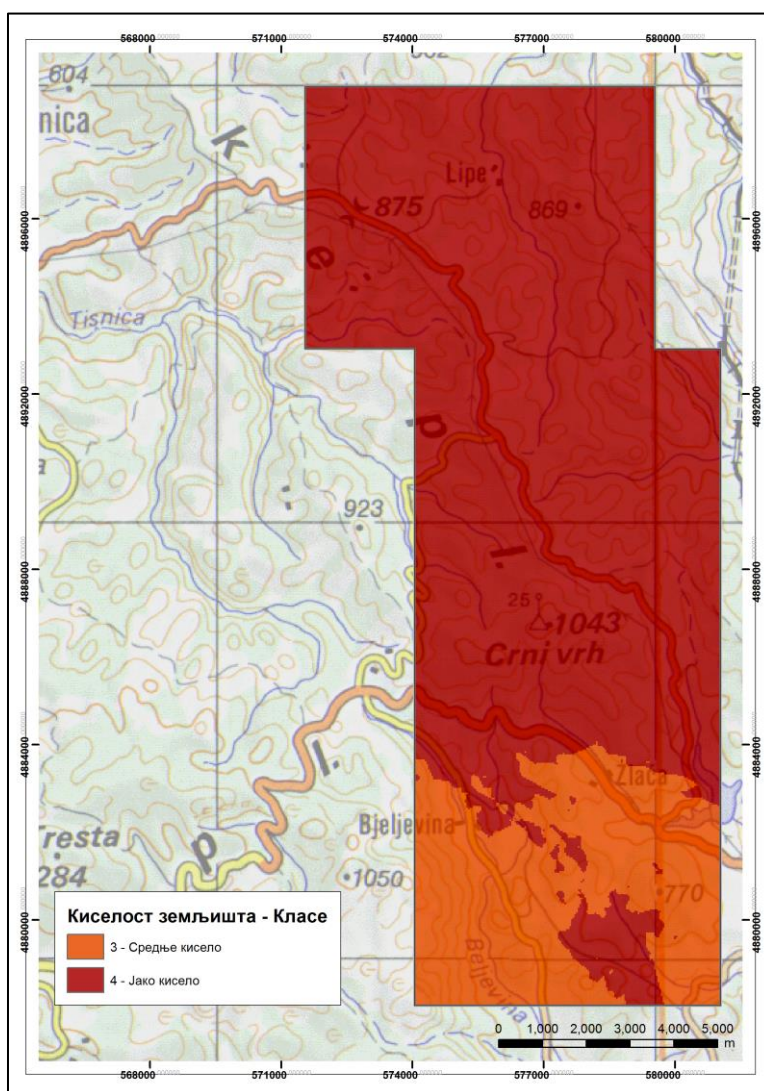
Слика бр. 56 - Карта индекса укупног еколошког ризика по класама

Табела бр. 47 - Индекс укупног еколошког ризика по класама

АХП класификација	Стандардна класификација (Luo et al., 2007)	Распон вредности	Површина (км²)	Површина (%)
1. Слабо деградирано	Мало	< 65	137.11	89.66
2. Средње деградирано	Средње	65 - 130	15.71	10.27
3. Значајно деградирано	Високо	130 - 260	0.09	0.06
4. Високо деградирано	Врло високо	> 260	0.00	0.00
	Укупно:		152.91	100.00

5.8.1.3. Киселост земљишта

Подела вредности супституционе киселости на класе за потребе АХП анализе (слика бр. 57), урађена је на основу интерполоване карте вредности супституционе киселости (претходно приказана у раду, слика бр. 9). Јако кисела земљишта (вредности испод < 4.5) обухватају 79.31 %, средње кисела земљишта (вредности од 4.5 до 5.5) обухватају 20.69 % истраживаног подручја, док нису заступљена земљишта са слабом, неутралном и алкалном реакцијом (табела бр. 48).



Слика бр. 57 – Карта супституционе киселости (pH у KCl) по класама

Табела бр. 48 - Супституциона киселост (pH у KCl) по класама

АХП класификација	Стандардна класификација	Распон вредности	Површина (км²)	Површина (%)
1. Слабо деградирано	алкално	> 7.00	0.00	0.00
	неутрално	6.5 - 7.00	0.00	0.00
2. Средње деградирано	слабо кисело	5.5 - 6.5	0.00	0.00
3. Значајно деградирано	средње кисело	4.5 - 5.5	31.63	20.69
4. Високо деградирано	јако кисело	< 4.5	121.28	79.31
Укупно:			152.91	100.00

5.8.1.4. Начин коришћења земљишта

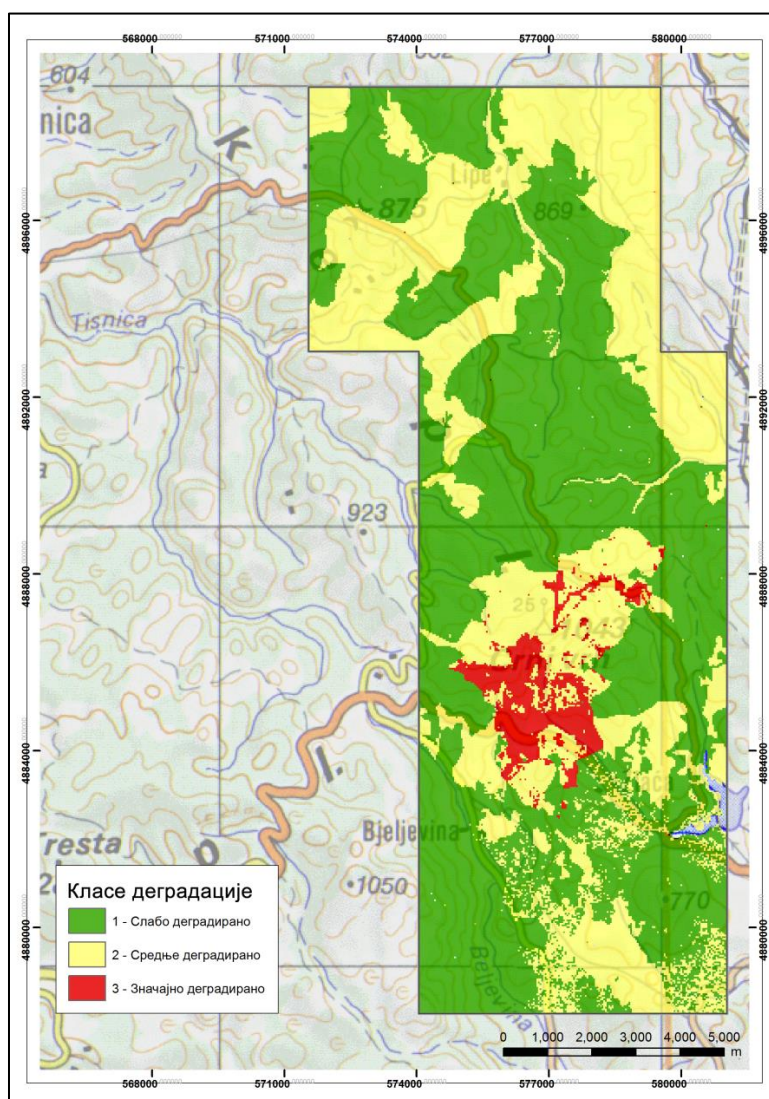
Класе начина коришћења земљишта за потребе АХП анализе, одређене су на основу даљинске детекције која је за финални резултат имала карту начина коришћења земљишта (претходно приказана у раду, слика бр. 53). Преко половине истраживане области је под шумом (класа I), затим следе области под ливадама и пашњацима (класа II) који су такође значајно заступљени, следе њиве (класа IV), док деградиране површине (класа III) обухватају занемарљив део (табела бр. 49).

Табела бр. 49 – Начин коришћења земљишта по класама

АХП класификација	Стандардна класификација	Површина (км²)	Површина (%)
1. Слабо деградирано	Шуме	78.40	51.27
2. Средње деградирано	Ливаде и пашњаци	60.53	39.59
3. Значајно деградирано	Деградиране површине	0.12	0.08
4. Високо деградирано	Њиве	13.86	9.06
	Укупно:	152.91	100.00

5.8.2. Геопросторна дистрибуција зона деградације земљишта

Карта укупне деградације земљишта, добијена применом концептуалног модела процене укупне деградације земљишта, приказана је на слици бр. 58. Слабо деградирано земљиште обухвата 57.62 % (категирија I), средње деградирано 38.39 % (категирија II), значајно деградирано земљиште обухвата 3.99 % (категирија III) истраживаног подручја у области око Црног врха, док високо деградирана земљишта (категирија IV) нису заступљена (табела бр. 50).



Слика бр. 58 - Карта укупне деградације земљишта

Табела бр. 50 – Укупна деградације земљишта

АХП класификација	Распон вредности	Површина (км ²)	Површина (%)
1. Слабо деградирано	1.00 – 1.74	88.10	57.62
2. Средње деградирано	1.75 – 2.49	58.70	38.39
3. Значајно деградирано	2.50 – 3.24	6.11	3.99
4. Високо деградирано	3.25 – 4.00	0.00	0.00
	Укупно:	152.91	100.00

Хистограм просторне дистрибуције деградације земљишта је представљен на слици бр. 59, где се може запазити да се вредности за целокупно истраживано подручје крећу у распону од 1.3 до 3.2, док просечна вредност укупне деградације земљишта применом АХП методологије износи 1.78, што сврстава целокупно истраживано подручје у категорију средње деградираних земљишта (категорија II). Уочава се снажан утицај супституционе киселости на укупну деградацију земљишта, обзиром да фактор еродибилности земљишта и индекс укупног еколошког ризика имају ниске вредности, као и да је више од половине истраживаног подручја под шумском вегетацијом (51.27 %), која заједно са травном вегетацијом обухвата 90.87 % истраживаног подручја.



Слика бр. 59 - Хистограм дистрибуције деградације земљишта

У претходним истраживањима (Мониторинг утицаја загађења ваздуха и ефеката у шумским екосистемима на територији Србије без територије АП Војводине у 2004. години, Шумарски факултет Универзитета у Београду, 2005) раније су детектоване вредности изнад граничних ("Сл. гласник РС", бр. 88/2010) за Cd (1.45 mg/kg), Cu (90.45 mg/kg) и Pb (114.44 mg/kg) на подручју Злотских шума, које покривају и јужни део подручја истраживаног у оквиру докторске дисертације.

6. ЗАКЉУЧНА РАЗМАТРАЊА И ПРАВЦИ БУДУЋИХ ИСТРАЖИВАЊА

Деградација земљишта представља резултат интерактивних процеса који утичу на отпорност, продуктивност и способност регенерације земљишта. Нарочито је изражена у околини рударско-металуршких постројења, попут РТБ Бора, што је био предмет овог истраживања.

У оквиру истраживаног подручја утврђено је једанаест типова земљишта који процентуално обухватају следећу територију: литосол (2.03%), колувијум (0.70 %), регосол (13.38 %), ранкери (45.37 %), вертисол (8.17 %), еутрични камбисол (9.85 %), дистрични камбисол (12.84 %), калкомеланосол (1.77 %), калкокамбисол (2.66 %), лувисол (1.92 %) и псеудоглеј (1.31 %). Механички састав земљишта је различит у зависности од типа земљишта, супстрата и других педогенетских чинилаца. Прегледом свих основних хемијских особина може се уочити да се издваја проблем јако киселих земљишта, у којима је снабдевеност хранљивим материјама обично слабија, а растворљивост већине полутаната повећана.

Процена нултог стања земљишта

Приликом одређивања нултог стања земљишта коришћени су резултати добијени из последњег хоризонта, по препоруци која се наводи у стандарду Републике Србије за одређивање нултог стања земљишта SRPS EN ISO 19258:2013 „Квалитет земљишта – Смернице за одређивање нултог стања“, који је настао на оквиру европског стандарда EN ISO 19258:2011 „Soil quality - Guidance on the determination of background values“ прихваћеног у целости од стране Републике Србије.

Извршен је прорачун вредности нултог стања земљишта за истраживане микроелементе (Cd, Cu, Pb и Zn), као и за Fe због његовог коришћења као референтног метала у оквиру индекса фактора обогаћења.

Рачунском методом [Mean + 2Sd] добијене су вредности нултог стања земљишта за следеће микроелементе: Cd (1.85 mg/kg), Cu (464.08 mg/kg), Pb (118.79

mg/kg), Zn (120.44 mg/kg) и Fe (4.66 %), док су употребом рачунске методе [Median+2MAD] добијене ниже вредности за Cd (1.18 mg/kg), Cu (148.26 mg/kg), Pb (53.83 mg/kg), Zn (74.55 mg/kg) и Fe (4.06 %).

Графичке методе (CDF дијаграм и Boxplot) се користе ради провере резултата рачунских метода и чије добијене вредности су биле у оквирима рачунских метода.

Рачунска метода [Median+2MAD] пружа најниже вредности природног садржаја, јер су утицаји екстрема у овој методи много мањи. Резултати добијени путем наведене методе изабрани су пошто је подручје више деценија изложено антропогеном загађивању из Борског рударско-металуршког комплекса и због могућег испирања полутаната у преовлађујућој киселој средини. Добијене „background“ вредности су коришћене приликом прорачуна индекса фактора обогаћења као и индекса еколошког ризика, а који су саставни део индекса укупног еколошког ризика, што је имало утицај на израду карте укупне деградације земљишта коришћењем методологије аналитичког хијерархијског процеса (АХП).

Одређивање извора загађења земљишта коришћењем тродимензионалне анализе главних компоненти (РСА) и вишеструке регресије (MLR)

Коришћењем тродимензионалне анализе главних компоненти добијене су као крајњи резултат 3 компоненте. Можемо уочити снажан утицај компоненте бр. 1 на Pb (0.731 у површинском и 0.924 у доњем хоризонту) и Zn (0.798 у површинском и 0.945 у доњем хоризонту), значајну корелацију компоненте бр. 2 са Cd у површинском хоризонту (0.792) и Cu (0.895 у површинском хоризонту и 0.721 у доњем хоризонту), као и висок утицај компоненте бр. 3 на Fe у површинском (0.926) и доњем хоризонту (0.873).

Прва компонента представља утицај геолошког супстрата на варијабле са посебно високим утицајем на Pb и Zn, узимајући у обзир присуство руда Pb и Zn у оквиру истраживаног подручја. Међутим њихово порекло није искључиво геолошко, и могло би да се говори о геолошком повишеном садржају, обзиром да Fe припада искључиво геолошкој компоненти.

Друга компонента изражава антропогени утицај (утицај атмосфере, односно транспорта тешких метала ваздушним путем) на варијабле, пошто се повећане концентрације Cd у пракси обично приписују антропогеном утицају. Такође у наведеној компоненти видимо и снажну заступљеност Cu, како у површинском хоризонту тако и у доњем хоризонту, на основу чега можемо да претпоставимо да су високе концентрације бакра утицале и на његово испирање у доње хоризонте.

Трећа компонента представља прави геолошки утицај на варијабле, узимајући у обзир присуство руда Fe у истраживаном подручју, као и да се наведени метал често користи као референтни у многим истраживањима.

Индекси за процену степена загађености земљишта

Анализа просторне расподеле микроелемената у земљишту је од примарне важности у одрживом развоју екосистема одређене области.

Просечне интерполоване вредности проучаваних микроелемената износе 1.09 mg/kg за Cd, 179.95 mg/kg за Cu, 57.27 mg/kg за Pb и 48.75 mg/kg за Zn. Наведене вредности сврставају Pb и Zn испод граничне вредности, а Cu и Cd изнад граничне вредности у оквиру истраживаног подручја.

Просечне вредности индекса загађења износе 1.37 за Cd, 5.00 за Cu, 0.67 за Pb и 0.35 за Zn. Класификација сврстава Pb и Zn у категорију чистог земљишта (вредности < 1), Cd у слабо загађена (вредности од 1 до 2), док Cu спада у категорију тешко загађених земљишта (вредности од 4 до 6).

Просечне вредности фактора обогаћења износе 1.65 за Cd, 2.14 за Cu, 1.87 за Pb и 1.05 за Zn. Наведене вредности сврставају Cd, Pb и Zn у слабо загађене области (вредности < 2), док Cu припада категорији умерено загађених земљишта (вредности од 2 до 5) посматрајући истраживано подручје.

Просечне вредности еколошког ризика износе 27.78 за Cd, 6.07 за Cu, 5.35 за Pb и 0.65 за Zn. Класификација сврстава све проучаване микроелементе у категорију мало загађених области (вредности < 40).

Просечна вредност укупног еколошког ризика износи 39.97, што сврстава целокупно истраживано подручје у категорију мало загађених земљишта (вредности <65), а треба напоменути да области око Црног врха имају вредности које припадају категорији средње загађености (вредности од 65 до 130) и у мањој површини категорији високе загађености (вредности од 130 до 260). Вредности наведеног индекса зависе највише од одабира проучаваних микроелемената и фактора токсичности који се њима додељују, при чему треба узети у обзир високе вредности фактора токсичности за тешке метале чије се повишене концентрације углавном приписују антропогеном утицају.

Одређивање утицаја физичких, хемијских и осталих фактора на деградацију земљишта употребом аналитичког хијерархијског процеса (АХП)

Приликом истраживања коришћена су четири фактора у циљу добијања финалне карте деградираних подручја (еродибилност земљишта, индекс укупног еколошког ризика, киселост земљишта и начин коришћења земљишта) употребом методе аналитичког хијерархијског процеса, која позиционира факоре у оквиру хијерархије у међусобној вези.

Вредности еродибилности земљишта се крећу у распону од 0.02 до 0.28, док просечна вредност износи 0.17 што сврстава целокупно истраживано подручје у категорију земљишта отпорних на водну ерозију (вредности < 0.20). Класификација (USDA, 1983) нам указује да је 60.63 % земљишта отпорно на водну ерозију (категорија I), 39.37 % слабо осетљиво на водну ерозију (категорија II), док у оквиру истраживаног подручја нису заступљена земљишта средње (категорија III), веома и врло јако (категорија IV) осетљива на водну ерозију.

Просторни распоред индекса укупног еколошког ризика се креће у распону од 20.54 до 174.52, док просечна вредност износи 39.97 што сврстава целокупно истраживано подручје у категорију мало загађених области (вредности <65). Класификација нам указује да је 89.66 % истраживаног подручја под малим (незнатним) загађењем (категорија I), 10.27 % територије је средње загађено

(категорија II), 0.06 % територије је под високим загађењем (категорија III), док површине под врло високим загађењем (категорија IV) нису заступљене.

Интерполоване вредности супституционе киселости (pH у KCl) нам указују да јако кисела земљишта (вредности испод < 4.5) обухватају 79.31 % (категорија IV), средње кисела земљишта (вредности од 4.5 до 5.5) обухватају 20.69 % истраживаног подручја (категорија III), док нису заступљена земљишта са слабом (категорија II), неутралном и алкалном реакцијом (категорија I).

Начин коришћења земљишта нам указује да је 51.27 % истраживане области под шумом (категорија I), затим следе области под ливадама и пашњацима које чине 39.59 % (категорија II), следе њиве са заступљеношћу од 9.06 % (категорија IV), док деградиране површине обухватају свега 0.08 % истраживаног подручја (категорија III).

Финални резултат примене концептуалног модела укупне деградације земљишта представља карта укупне деградације земљишта са просечном вредношћу од 1.78, што сврстава истраживано подручје у категорију средње деградираних земљишта (категорија II). Слабо деградирано земљиште обухвата 57.62 % (категорија I), средње деградирано 38.39 % (категорија II), значајно деградирано земљиште обухвата 3.99 % (категорија III) истраживаног подручја у областима око Црног врха, док високо деградирана земљишта (категорија IV) нису заступљена.

Можемо закључити да је супституциона киселост (pH у KCl) земљишта имала снажан утицај на укупну деградацију земљишта, узимајући у обзир да су фактори еродибилности земљишта и индекса укупног еколошког ризика сврстани са својом просечном вредношћу у прву категорију деградације, као и да је више од половине истраживаног подручја под шумском вегетацијом, која заједно са травном вегетацијом обухвата 90.87 % истраживаног подручја.

Правци будућих истраживања

Истраживано подручје обухвата области под називом: Тилва Њагра, Чока Купјатра и Чока Куруга, које чине комплекс од 152.91 км², налазе се 10 км

северозападно од Бора и његовог рударско-топионичарског басена. Узимајући у обзир да гранична концентрациона вредност за садржај Cu у ваздуху износи $0.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, а да су се годишње просечне концентрације кретале у распону од 0.2 до $1.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ за град Бор и његову околину можемо константовати аеро загађење на том подручју. Ако се узме у обзир да на подручју Бора најјачи ветрови дувају ка западу и северозападу очекивано је да су на највишем локалитету истраживаног подручја (Црни врх, 1043 m) забележене повишене вредности за бакар, које се крећу у појединачним узорцима до $1784 \text{ mg}/\text{kg}$ а у случају интерполовања вредности до $1740 \text{ mg}/\text{kg}$, што је далеко изнад ремедијационе вредности која износи $190 \text{ mg}/\text{kg}$. Процена нултог стања земљишта коришњем узорака из последњег хоризонта, по рачунској методологији $\text{Median} + 2\text{MAD}$, износи за Cu $148.26 \text{ mg}/\text{kg}$. Овако високе вредности могу се објаснити, како природним богатством геолошког супстрата, тако и испирањем у јако киселим земљиштима. Истраживања у оквиру овог рада истичу pH вредност као значајан фактор у процени укупне деградације земљишта. Јако кисела земљишта обухватају 79.31% истраживаног подручја, а многе студије показују да је адсорпција тешких метала у земљишту у строгој зависности од pH вредности, док су механизми којима се овај феномен објашњава различити.

Узимајући све претходно наведено у обзир, неопходно је разматрање утицаја повећања ацидификације земљишта на повећане концентрације тешких метала у доњем хоризонту. Правци будућих истраживања треба да се крећу ка проширивању рачунске методологије за одређивање нултог стања земљишта и степена ризика загађивања животне средине, где би требало уврстити и pH вредност као фактор у оквиру рачунских метода.

7. ЛИТЕРАТУРА

1. Acosta, J.A., Martínez-Martínez, S., Faz, A., Arocena, J. (2011): Accumulations of major and trace elements in particle size fractions of soils on eight different parent materials. *Geoderma*, vol. 161, pp. 30-42.
2. Adriano, D.C. (2001): *Trace Elements in Terrestrial Environments*. 2nd ed. New York: Springer-Verlag. pp. 1-867.
3. Allison, P. D. (1999). *Multiple Regression: A Primer*. Thousand Oaks, Calif: SAGE Publications, Inc.
4. Alloway, B. J., Steinnes, E. (1999): Anthropogenic Additions of Cadmium to Soils. *Cadmium in Soils and Plants, Developments in Plant and Soil Sciences* M. J. McLaughlin and B. R. Singh, eds., pp. 97-123: Springer Netherlands.
5. Amore, E., Modica, C., Nearing, MA., Santoro, V.C., (2004): Scale effect in USLE and WEPP application for soil erosion computation from three Sicilian basins. *J Hydrol* 293:100-114. doi:10.1016/j.jhydrol.2004.01.018.
6. An, S.S., Huang, Y.M., Zheng, F.L. (2009): Evaluation of soil microbial indices along a revegetation chronosequence in grassland soils on the loess plateau, Northwest China. *Appl. Soil Ecol.* 41, pp. 286–292.
7. Anselin, L., Getis, A. (1992): Spatial statistical analysis and geographic information systems. *Ann. Regional Science*, 26, 19-33.
8. Antonijević, I. i sar. (1970): Tumač za list Žagubica Osnovne geološke karte SFRJ. 1:100.000. Savezni geološki zavod, Beograd.
9. Atanassov, I. (2007): New Bulgarian soil pollution standards. *Bulgarian Journal of Agricultural Science*, vol:14, no: 1, pp. 68-75.
10. Bahadur, K.C., (2009): Mapping soil erosion susceptibility using remote sensing and GIS: a case of the Upper Nam Wa Watershed, Nan Province, Thailand. *Environ Geol* 57:695-705. doi 10.1007/s00254-008-1348-3.
11. Bailey, T.C., Gatrell, A.C. (1995): *Interactive Spatial Data Analysis*. Essex: Longman Scientific & Technical.

12. Banai, R. (1993): Fuzziness in geographical information systems: Contributions from the analytic hierarchy process. *International Journal of Geographical Information Science*, 7, 315–329.
13. Barsi, J.A., Lee, K., Kvaran, G., Markham, B.L., Pedelty, J.A. (2014): The Spectral Response of the Landsat-8 Operational Land Imager. *Remote Sens.*, 6, 10232-10251. doi:10.3390/rs61010232
14. Bech, J., Tume, P., Sokolovska, M., Reverter, F., Sanchez, P., Longan, L., Bech, J., Puerte, A., Oliver, T. (2008): Pedogeochemical mapping of Cr, Ni, and Cu in soils of the Barcelona Province (Catalonia, Spain): relationships with soil physico-chemical characteristics. *Journal of Geochemical Exploration* 96, pp. 106–116.
15. Belanović Simić, S. (2017): Kvalitet zemljišta – izazovi sistema korišćenja. Univerzitet u Beogradu – Šumarski fakultet, Beograd.
16. Belanović, S., Čakmak, D., Kadović, R., Beloica, J., Perović, V., Alnaass, N., Saljnikov, E. (2012): Availability of some trace elements (Pb, Cd, Cu and Zn) in relation to the properties of pasture soils in Stara Planina mountain. *Glasnik Šumarskog fakulteta*, iss. 106, pp. 41-56.
17. Belanović, S., Knežević, M., Kadović, R., Danilović, M. (2003): Distribucija nekih teških metala u zemljištima bukovih zajednica NP „Đerdap”. *Glasnik šumarskog fakulteta, Beograd*, No. 88, pp. 17-25.
18. Belanović, S., Knežević, M., Miličić Bogić, M., Đorović, M. (2004): Contents of heavy metals and micro-flora in some soils of Mt. Stara Planina. *Glasnik Šumarskog fakulteta*, iss. 89, pp. 53-61.
19. Bird, G., Brewer, P., Macklin, M. (2010): Management of the Danube drainage basin: Implications of contaminantmetal dispersal for the implementation of the EU Water Framework Directive. *International Journal of River Basin Management*. 8:1, pp. 63-78. 10.1080/15715121003715115.
20. Botelho, S., Simas, G., Silveira, P. (2006): Prediction of Protein Secondary Structure Using Nonlinear Method within Neural Information Processing. In: I. King, J. Wang, L. Chan, D. Wang, ed. 2006. 13th International Conference, ICONIP 2006 Hong Kong, China. Berlin: Springer.

21. Bouchoms, S., Wang, Z.G., Vanacker, V., Doetterl, S., Van Oost, K. (2016): Modelling longterm soil organic carbon dynamics under the impact of land cover change and soil redistribution. *Catena* 151, 63–73.
22. Bouma, J., (1997): Soil Environmental Quality: A European Perspective, *J. Environmental Quality* 26: pp. 26 – 31.
23. Brevik, E.C., Sauer, T.J., (2015): The past, present, and future of soils and human health studies. *Soil* 1, pp. 35–46.
24. Brus, D. J., De Gruijter, J. J., Walvoort, D.J. J., De Vries, F., Bronswijk, J. J. B., Romkens, P. F. A. M., De Vries, W. (2002): Heavy metals in the environment: Mapping the probability of exceeding critical thresholds for cadmium concentrations in soils in the Netherlands. *Journal of Environmental Quality*, iss. 31, pp. 1875-1884.
25. Burrough, P.A. (1986): Principles of geographical information systems for land resources assessment, Clarendon Press, New York, USA.
26. Caeiro, S., Costa, M. H., Ramos, T. B. (2005): Assessing Heavy Metal Contamination in Sado Estuary Sediment: An Index Analysis Approach. *Ecological Indicators*, vol. 5, pp.151–169.
27. Cakmak, D., Perovic, V., Saljnikov, E., Jaramaz, D., Sikiric, B. (2014): Spatial modeling of ecological areas by fitting the limiting factors for As in the vicinity of mine, Serbia. *Environmental Science and Pollution Research*, Volume 21, Issue 5, pp 3764–3773. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2320-7>
28. Cheng, J., Shi, Z., Zhu, Y. (2007): Assessment and mapping of environmental quality in agricultural soils of Zhejiang Province, China. *Huangjin Kexue*, vol. 19(1), pp. 50–54.
29. Cheng, S.P., (2003): Heavy metal pollution in China: origin, pattern and control. *Environ Sci Pollut Res Int.*, iss. 10(3), pp.192-198.
30. Chowdhury, M., Alouani, A., Hossain, F. (2010): Comparison of ordinary kriging and artificial neural network for spatial mapping of arsenic contamination of groundwater. *Stoch Environ Res Risk Assess* 24:1–7.

31. Christoforidis, A., Stamatis, N. (2009): Heavy metal contamination in street dust and roadside soil along the major national road in Kavala's region, Greece. *Geoderma* 151, pp. 257–263.
32. COM 2006/231 2006. Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions - Thematic Strategy for Soil Protection. Commission of the European Communities. Brussels, 22.9.2006.
33. COM 2006/232 2006. Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the protection of soil and amending Directive 2004/35/EC Commission of the European Communities. Brussels, 22.9.2006.
34. Dabral, P.P., Baithuri, N., Pandey, A., (2008): Soil Erosion Assessment in a Hilly Catchment of North Eastern India Using USLE, GIS and Remote Sensing. *Water Resour Manage* 22:1783-1798. doi 10.1007/s11269-008-9253-9.
35. Davis, B.S., Birch, G.F. (2011): Spatial distribution of bulk atmospheric deposition of heavy metals in metropolitan Sydney, Australia. *Water Air Soil Pollut.* 214, pp. 147–162.
36. Dellantonio, A., Fitz, W.J., Repmann, F., Wenzel, W.W. (2010): Disposal of coal combustion residues in terrestrial systems: contamination and risk management. *J Environ Qual.*, iss. 39(3), pp.761-775.
37. DesJardins, J. R. (2013): *Environmental Ethics: An Introduction to Environmental Philosophy*, 5th ed. Boston: Wadsworth, 179 p.
38. Dragičević S., Novković I., Milutinović M. (2009): Promene intenziteta erozije na teritoriji opštine Zaječar. *Glasnik SGD-a*, vol. 89, br. 4, Beograd, str. 3-10.
39. Duce, R. A., Hoffmann, G. L., Zoller, W. H. (1975): Atmospheric Trace Metals at Remote Northern and Southern Hemisphere Sites: Pollution or Natural? *Science*, 187: 59–61.
40. Duffus, J.H. (2002): “Heavy metals”-a meaningless term? (IUPAC technical report). *Pure Appl. Chem*, vol. 74, pp.793–807.

41. EEA, (2012): Soil erosion (CLIM 028) - Assessment published Nov 201, European Environment Agency, Copenhagen, (<https://www.eea.europa.eu>).
42. European Commission - Joint Research Centre (2006): Background values in European soils and sewage sludges. EUR 22265 EN, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. ISBN 92-79-02122-2, ISSN 1018-5593.
43. Evans, R. (1980): Mechanics of water erosion and their spatial and temporal controls: an empirical wiewpoint. Soil Erosion (Kirkby, M. J. and Morgan, R. P. C. editors), Wiley, 109 - 128. pg.
44. Everitt, B., Hothorn, T. (2011): An Introduction to Applied Multivariate Analysis with R. New York: Springer.
45. Faiz, Y., Tufail, M., Javed, M.T., Chaudhry, M.M., Siddique, N. (2009): Road dust pollution of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn along Islamabad Expressway, Pakistan. Microchem. J. 92, pp. 186–192.
46. Feller, C., Blanchart, E. Bernoux, M., Lal, R., Manlay, R., Ollivier, T. (2010): Organic Matter Knowledge and Management in Soils of the Tropics Related to Ecosystem Services, in Food Security and Soil Quality ed. Lal R, Stewart B.A., CRC Press Taylor & Francis Group, ISBN 978-1-4398-0057-7, pp. 241 – 275.
47. Feng, X.M., Zhao, Y.S., (2011): Grazing intensity monitoring in Northern China steppe: integrating CENTURY model and MODIS data. Ecol. Indicators 11, pp. 175–182.
48. FIDECO (2006): Анализа стања животне средине од штета насталих као последица претходног рада РТБ Бор - Финални извештај. Агенција за приватизацију Републике Србије.
49. Fistikoglu, O., Harmancioglu, N.B., (2002): Integration of GIS with USLE in Assessment of Soil Erosion. Water Resour Manage 16: 447-467. DOI: 10.1023/A:1022282125760.
50. Galán, E., Fernández-Caliani, J.C., González, I., Aparicio, P., Romero, A. (2008): Influence of geological setting on geochemical baselines of trace elements in soils.

- Application to soils of South–West Spain. *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 98, pp.89–106.
51. Gil, C., Boluda, R., Ramos, J. (2004): Determination and evaluation of cadmium, lead and nickel in greenhouse of Almería (Spain). *Chemosphere*, vol. 55, pp. 27–34.
 52. Goodchild, M., et al., 1992. Integrating GIS and spatial data analysis: problems and possibilities. *International J. Geogr. Info. Sys.* 6: 407- 423.
 53. Ha, H., Olson, J.R., Bian, L., Rogerson, P.A. (2014): Analysis of Heavy Metal Sources in Soil Using Kriging Interpolation on Principal Components. *Environ. Sci. Technol.*, 48 (9), pp 4999–5007.
 54. Håkanson, L. (1980): An Ecological Risk Index for Aquatic Pollution Control: A Sedimentological Approach. *Water Research*, 14: 975–1001.
 55. Han, Y.M., Du, P.X., Cao, J.J., Posmentier, E.S. (2006): Posmentier, multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dusts of Xi'an, Central China. *Sci. Total Environ.* 355, pp. 176–186.
 56. Hannam, I., Boer, B. (2002): Legal and Institutional Frameworks for Sustainable Soils: A Preliminary Report. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. xvi + 88 pp.
 57. Hassan, M.M., Atkins, P.J. (2011): Application of geostatistics with indicator kriging for analyzing spatial variability of groundwater arsenic concentrations in Southwest Bangladesh. *J Environ Sci Health A*, 46(11):1185–1196.
 58. Hawkes, H.E., Webb, J.S. (1962) *Geochemistry in Mineral Exploration*. Harper, New York.
 59. Healy, M., Wise, D.L. and Moo-Young, M. (2001): *Environmental Monitoring and Biodiagnostics of Hazardous Contaminants*. Kluwer Academic Publishers, Boston-London, pp. 1-341.
 60. Hengl, T., Heuvelink, G.B.M. (2004): New challenges for predictive soil mapping, *Global Workshop on Digital Soil Mapping*. AGRO-M/INRA, Montpellier, p 9, September 14–17.

61. Herbert, A., Yin, Y. (1998): Combining Chemistry and Biology to Derive Soil Quality Criteria for Pollutants, 16 th World Congress of Soil Science, Scientific registration, Montpellier, France. p. 1915.
62. Hinton, P.R., McMurray, I., Brownlow, C. (2004): SPSS Explained. Routledge, Abingdon, UK.
63. Hooda, P.S. (2010): Introduction. In: Hooda, P.S. (Ed.), Trace Elements in Soils. John Wiley & Sons, Inc., Chichester, UK, pp. 3–8.
64. Hooke, R.L. (2000): Geology. 28:843–846.
65. Hotelling, H. (1933): Analysis of a Complex of Statistical Variables Into Principal Components, Journal of Educational Psychology, volume 24, pages 417-441 and 498-520.
66. Hu, C.J., Fu, B.J., Liu, G.H., Jin, T.T., Guo, L. (2010): Vegetation patterns influence on soil microbial biomass and functional diversity in a hilly area of the loess plateau, China. J. Soils Sediments 10 (6), pp. 1082–1091.
67. Hu, Y., Liu, X., Bai, J., Shih, K., Zeng, E.Y., Cheng, H. (2013): Assessing heavy metal pollution in the surface soils of a region that had undergone three decades of intense industrialization and urbanization. Environ Sci Pollut Res, vol. 20(9), pp. 6150–615.
68. Huang, S. H., Li, Q., Yang, Y., Yuan, C. Y., Ouyang, K., You P. (2017): Risk Assessment of Heavy Metals in Soils of a Lead-Zinc Mining Area in Hunan Province (China). Kem. Ind., 66 (3-4), pp. 173–178. DOI: 10.15255/KUI.2016.049
69. Institut za proučavanje zemljišta, Beograd (1970): Pedološka karta SFRJ u razmeri 1:50.000, sekcija Donji Milanovac 3.
70. Institut za standardizaciju Srbije (2013): SRPS EN ISO 19258:2013: Kvalitet zemljišta - Smernice za određivanje nultog stanja.
71. Institut za zemljište, Beograd (2007): Izveštaj za projekat: „Karakteristike zemljišta područja Crnog vrha (Bor)“.
72. International Union of Soil Sciences - IUSS (2006): World Reference Base for Soil Resources - WRB. World Soil Resources Reports No. 103. FAO, Rome.

73. Ivetić, V., Isajev, V., Krstić, M. (2010): Interpolation of meteorological data by kriging method for use in forestry. *Bulletin of the Faculty of Forestry*, 101: 49-66.
74. Jankauskas, B., Fullen, M. A (2009): Soil degradation by acidification and erosion and the thematic strategy of soil protection in Europe, *International Conference 2009, Riga*
75. Jiao, F., Wen, Z.M., An, S.S. (2011): Changes in soil properties across a chronosequence of vegetation restoration on the loess plateau of China. *Catena* 86, pp. 110–116.
76. JP SLUŽBENI GLASNIK (2009) *Zakon o državnom premeru i katastru*. Službeni glasnik Republike Srbije, 72/09. Beograd.
77. JP SLUŽBENI GLASNIK (2010) *Zakon o izmenama i dopunama Zakona o državnom premeru i katastru*. Službeni glasnik Republike Srbije, 18/10. Beograd.
78. Kabata-Pendias, A., Dudka, S. (1991): Baseline data for cadmium and lead in soils and some cereals of Poland. *Water Air Soil Pollut.* 57-58, 723–731.
79. Kadović, R. (1999): Protiverozioni agrosistemi, konzervacija zemljišta, Šumarski fakultet Univerziteta u Beogradu, str. 454.
80. Kadović, R. (2014): *Zaštita prirode i životne sredine - doba odgovornosti*, Nacionalna komisija za UNESCO (urednici: Marković, P.J., Pavlović Lončarski, V., Zrnović, J.), pp. 115-121.
81. Kadović, R., Knežević, M. (1999): *Aerozagađenja i šumski ekosistemi Srbije - ugroženost i program proučavanja*. Glasnik Šumarskog fakulteta, iss. 80-81, pp. 19-28.
82. Kadović, R., Knežević, M. (2002): *Teški metali u šumskim ekosistemima Srbije*, monografija, Šumarski fakultet Univerziteta u Beogradu i Ministarstvo za zaštitu prirodnih bogatstava i životne sredine Republike Srbije, Beograd (1-279).
83. Kadović, R., Knežević, M., Belanović, S. (2003): *Acidification Status of Dystric Soils Under Beech Forests in East Serbia*, *Proceedings of scientific papers, Bulgarian Academy of Sciences, Forest Research Institute, Sofia*, (307 - 312)

84. Karimi, A., Hosain Haghnia, G., Safari, T., Hadadian, H. (2017): Lithogenic and anthropogenic pollution assessment of Ni, Zn and Pb in surface soils of Mashhad plain, northeastern Iran. *Catena*, vol.157, pp. 151-162.
85. Kelly, J.J., Tate, R.L. (1998): Effects of heavy metal contamination and remediation on soil microbial communities in the vicinity of a zinc smelter. *J. Environ. Qual.* 27, pp.609–617.
86. Khater, M., Salehi, E., Gras, R. (2011): Correlation between Genetic Diversity and Fitness in a Predator-Prey Ecosystem Simulation. In: Wang D., Reynolds M. (eds) *AI 2011: Advances in Artificial Intelligence. AI 2011. Lecture Notes in Computer Science*, vol 7106. Springer, Berlin, Heidelberg.
87. Kisić, I. (2012): *Sanacija onečišćenog tla, Udžbenici sveučilišta u Zagrebu, Zagreb, Republika Hrvatska.*
88. Knežević, M., Košanin, O. (2007): *Praktikum iz pedologije. Šumarski fakultet, Univerzitet u Beogradu.*
89. Koch, M., Rotard, W. (2001): On the contribution of background sources to the heavy metal content of municipal sewage sludge. *Water Sci. Technol.* 43, pp. 67–74.
90. Komac, M. (2006): A landslide susceptibility model using the analytical hierarchy process method and multivariate statistics in peria-lpine Slovenia. *Geomorphology*, 74(1), 17–28.
91. Kostadinov, S. (2008): *Bujični tokovi i erozija*, ISBN 8672991478, 9788672991475, Šumarski fakultet.
92. Kostadinov, S., Dragičević, S., Stefanović, T., Novković, I., Petrović, A. (2017): Torrential flood prevention in the Kolubara river basin. *Journal of Mountain Science*, Volume 14, Issue 11, pp 2230–2245. <https://doi.org/10.1007/s11629-017-4575-9>
93. Lal, R. (1997): Degradation and resilience of soils, *Phil. Trans.R.Soc.Lond.B* 352, pp. 997 – 1010.
94. Lal, R. (1999): *Soil Quality and Soil Erosion*, Soil and water Conservation Society, 329.

95. Lal, R. (2001): Soil degradation by erosion. *Land Degradation & Development* 12 (6): 519-39.
96. Lal, R. (2006): *Encyclopedia of Soil Science*, Taylor & Francis
97. Lambin, E.F., Rounsevell, M.D.A., Geist, H.J. (2000): Are agricultural land-use models able to predict changes in land-use intensity? *Agric. Ecosyst. Environ.* 82, pp. 321–331.
98. Leslie, J.G., Matthew, J.E., Bardy, V. (2002). Desorption Kinetics of Cadmium and Lead from Goethite: Influence of Time and Organic Acid. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, vol. 66, pp. 797-804.
99. Li, J., Xie, Z.M., Zhu, Y.G., Naidu, R. (2005): Risk assessment of heavy metal contaminated soil in the vicinity of a lead/zinc mine. *J Environ Sci (China)*, vol. 17(6), pp. 881-885.
100. Li, W., Xu, B., Song, Q., Liu, X., Xu, J., Brookes, P.C., (2014): The identification of ‘hotspots’ of heavy metal pollution in soil–rice systems at a regional scale in eastern China. *Sci. Total Environ.* 472, pp. 407–420.
101. Li, X.R., He, M.Z., Duan, Z.H., Mao, H.L., Jia, X.H. (2007): Recovery of topsoil physicochemical properties in revegetated sites in the sand-burial ecosystems of the Tengger desert, northern China. *Geomorphology* 88 (3–4), 254–265.
102. Li, Z.G., Feng, X.B., Li, G.H., Bi, X.Y., Zhu, J.M., Qin, H.B., Dai, Z.H., Liu, J.L., Li, Q.H., Sun, G.Y. (2013): Distributions, sources and pollution status of 17 trace metal/metalloids in the street dust of a heavily industrialized city of central China. *Environ. Pollut.* 182, pp. 408–416.
103. Longley, P. A., Goodchild, M. F., Maguire, D. J., Rhind, D. W. (2005): *Geographic Information Systems and Science*. 2nd ed. Chichester: John Wiley and Sons.
104. Lu, X.W., Wang, L.J., Li, L.Y., Lei, K., Huang, L., Kang, D. (2010): Multivariate statistical analysis of heavy metals in street dust of Baoji, NWChina. *J. Hazard.Mater.* 173, pp. 744–749.
105. Luo, W., Lu, Y., Giesy, J.P., Wang, T., Shi, Y., Wang, G., Xing, Y. (2007): Effects of land use on concentrations of metals in surface soils and ecological risk

- around Guanting Reservoir, China. *Environmental Geochemistry and Health*, Vol. 29, Issue 6, pp. 459–471.
106. MacCallum RC, Widaman KF, Preacher KJ and Hong S (2001): Sample size in factor analysis: The role of model error. *Multivariate Behavioral Research*, 36, pp. 611-637.
107. MacCallum, R.C., Widaman, K.F., Zhang, S., Hong, S. (1999): Sample size in factor analysis. *Psychological Methods*, 4(1), pp. 84-99.
108. Matheron, G. (1963): Principles of geostatistics. *Econ. Geol.*, 58, pp. 1246–1266.
109. McBratney, A.B., Mendonça Santos, M.L., Minasny, B. (2003): On digital soil mapping. *Geoderma*, 117:3–52.
110. McGrath, D., Zhang, C., Carton, O. T. (2004): Geostatistical analyses and hazard assessment on soil lead in Silvermines area, Ireland. *Environ. Pollut.*, 127, pp. 239–248.
111. Micó, C., Peris, M., Recatalá, L., Sánchez, J. (2007): Baseline values for heavy metals in agricultural soils in an European Mediterranean region. *Science of the Total Environment*, vol. 378, pp.13–17.
112. Milanović, M., LJešević, M. (2009). *Teledetekcione metode istraživanja životne sredine*. Beograd: Geografski fakultet, Univerzitet u Beogradu.
113. Millennium Ecosystem Assessment (2005): A Report of the Millennium Ecosystem Assessment (<https://www.unenvironment.org>).
114. Morgan, R.P.C. (2005) *Soil Erosion and Conservation*. third edition, National Soil Resources Institute, Cranfield University, Blackwell, ISBN 1-4051-1781-8.
115. Mrvic, V., Kostic-Kravljjanac, Lj., Cakmak, D., Sikiric, B., Brebanovic, B., Perovic, V., Nikoloski, M. (2011): Pedogeochemical mapping and background limit of trace elements in soils of Branicevo Province (Serbia). *Journal of geochemical exploration*, vol. 109, no. 1-3, pp. 18-25.
116. Mrvić, V., Kostić-Kravljjanac, Lj., Sikirić, B., Delić, D., Jaramaz, D. (2014): Metode za ocenu granica prirodnog sadržaja Cr i Cd u zemljištu Moravičkog okruga. *Glasnik Šumarskog fakulteta, Beograd*, br. 109, str. 137-148.

117. Nekhay, O., Arriaza, M., & Boerboom, L. (2009): Evaluation of soil erosion risk using Analytic Network Process and GIS: A case study from Spanish mountain olive plantations. *Journal of Environmental Management*, 90, 3091–3104.
118. Ogunkunle, C.O., Fatoba, P.O. (2013): Pollution Loads and the Ecological Risk Assessment of Soil Heavy Metals around a Mega Cement Factory in Southwest Nigeria. *Pol. J. Environ. Stud.*, Vol. 22, No. 2, pp. 487-493.
119. Oldeman, L.R., Hakkeling, P.T.A., Somroek, W.G. (1990): World map of the status of human induced soil degradation (Explanatory Note). *Global Assessment of Soil Degradation (GLASOD)*. ISBN 90-6672-046-8
120. Pålsson–Balsberg, A.M. (1989): Toxicity of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb) to vascular plants, *A Lit. Rev., Water, Air and Soil Pollution*, vol. 47, pp. 287–319.
121. Pan, H., Lu, X., Lei, K. (2017): A comprehensive analysis of heavy metals in urban road dust of Xi'an, China: Contamination, source apportionment and spatial distribution. *Science of the Total Environment*, vol. 609, pp.1361–1369.
122. Pearson, K. (1895): Notes on regression and inheritance in the case of two parents. *Proceedings of the Royal Society of London*, 58, pp. 240–242.
123. Pearson, K. (1901): On lines and planes of closest fit to systems of points in space, *Philosophical Magazine, Series 6*, vol. 2, no. 11, pp. 559-572.
124. Pérez-Sirvent, C., Martínez-Sánchez, M.J., García-Lorenzo, M.L., Molina, J., Tudela, M.L. (2009): Geochemical background levels of zinc, cadmium and mercury in anthropogenically influenced soils located in a semi-arid zone (SE, Spain). *Geoderma*, vol.148, pp. 307–317.
125. Perović, V. (2015): Procena potencijalne erozije zemljišta primenom USLE i PESERA modela na području sliva akumulacije Prvonek, doktorska disertacija, Univerzitet u Beogradu - Šumarski fakultet, Beograd, 180 str.
126. Perovic, V., Djordjevic, A., Zivotic, Lj., Nikolic, N. Kadovic, R, Belanovic Simic, S. (2012): Soil Erosion Modelling in the Complex Terrain of Pirot Municipality. *Carpathian Journal of Earth and Environmental sciences*, (2012), vol. 7, no. 2, pp. 93-100.

127. Poggio, L., Vrscaj, B., Schulin, R., Hepperle, E., Marsan, F.A. (2009): Metals pollution and human bioaccessibility of topsoils in Grugliasco (Italy). *Environmental Pollution*, vol.157, pp. 680–689.
128. Ponizovsky, A. A., Thakali, S., Allen, H. E., Di Toro, D. M., Ackerman, A. J. (2006): Effect of soil properties on copper release in soil solutions at low moisture content. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25(3), 671–682.
129. Qi, Y.B., Yang, F.Q., Shukla, M.K., Pu, J., Chang, Q.R., Chu, W.L. (2015): Desert soil properties after thirty years of vegetation restoration in northern Shaanxi Province of China. *Arid Land Res. Manag.* 29, pp. 454–472.
130. Qingjia, G., Juna, D., Yunchuanb, X., Qingfeib, W., Liqiangb, Y. (2008): Calculating Pollution Indices by Heavy Metals in Ecological Geochemistry Assessment and a Case Study in Parks of Beijing. *Journal of China University of Geosciences*, Vol. 19, Iss. 3, pp. 230–241.
131. Qui, H. (2010): Studies of potential risk and homology correlation of heavy metal in the surface soil. *Journal of Agricultural Science*, vol. 2 (2), pp. 194-201.
132. Reimann, C., de Caritat, P. (2005): Distinguishing between Natural and Anthropogenic Sources for Elements in the Environment: Regional Geochemical Surveys versus Enrichment Factors. *The Science of the Total Environment*, 337: 91–107.
133. Reimann, C., Filzmoser, P., Garrett, R.G., 2005. Background and threshold: critical comparison of methods of determination. *The Science of the Total Environment* 346, pp. 1–16.
134. Republički Hidrometeorološki zavod Srbije (2018): Normale za sinoptičku stanicu Crni Vrh (<http://www.hidmet.gov.rs>).
135. Ristić R., Malošević D., (2011): Hidrologija bujičnih tokova, Šumarski fakultet, Beograd.
136. Ristić, R., Kašanin-Grubin, M., Radić, B., Nikić, Z., Vasiljević, N. (2012): Land Degradation at the Stara Planina Ski Resort. *Environmental Management*, Volume 49, Issue 3, pp 580–592. <https://doi.org/10.1007/s00267-012-9812-y>

137. Rodríguez Lado, L., Hengl, T., Reuter, H.I. (2008): Heavy metals in European soils: a geostatistical analysis of the FOREGS geochemical database. *Geoderma* 148:189–199.
138. Romić, M. (2002): Sadržaj, oblici i preraspodjela i misije teških kovina u poljoprivrednim tlima šireg područja Zagreba. Doktorska disertacija. Agronomski fakultet Sveučilišta u Zagrebu, pp. 1-270.
139. Saaty, T. L. (2012): *Decision Making for Leaders: The Analytic Hierarchy Process for Decisions in a Complex World. Third Revised Edition.* Pittsburgh: RWS Publications.
140. Saaty, T.L. (1980): *The Analytic Hierarchy Process: Planning, Priority Setting, Resource Allocation,* ISBN 0-07-054371-2, McGraw-Hill.
141. Saljnikov E., Saljnikov A., Rahimgalieva S., Cakmak D., Kresovic M., Mrvic V., Dzhalkanzov T. (2014): Impact of Energy Saving Cultivations On Soil Parameters In Northern Kazakhstan. *Energy*, vol.77, pp.35–41.
142. Salvati, L., Zitti, M. (2009): Assessing the impact of ecological and economic factors on land degradation vulnerability through multiway analysis. *Ecol. Indicators* 9, pp. 357–363.
143. Säumel, I., Kotsyuk, I., Hölscher, M., Lenkerei, C., Weber, F., Kowarik, I. (2012): How healthy is urban horticulture in high traffic areas? Trace metal concentrations in vegetable crops from plantings within inner city neighbourhoods in Berlin, Germany. *Environ. Pollut.* 165, pp. 124–132.
144. Schmoldt, D., Kangas, J., Mendoza, G. A., Pesonen, M. (eds). (2013): *The analytic hierarchy process in natural resource and environmental decision making (Vol. 3).* Springer Science & Business Media.
145. Scott, L.M. (1993): Identification of GIS attribute error using exploratory data analysis. *Pro. Geogr.* 46: 378-386.
146. Selby, M.J. (1993): *Hillslope Materials and Processes.* Oxford Univ Press, Oxford.
147. Serbula, S., Miljkovic, D., Kovacevic, R., Ilic, A. (2012): Assessment of airborne heavy metal pollution using plant parts and topsoil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 76, pp. 209–214.

148. Serbula, S., Radojevic, A., Kalinovic, J., Kalinovic, T. (2014): Indication of airborne pollution by birch and spruce in the vicinity of copper smelter. *Environ Sci Pollut Res*, 21:11510–11520.
149. Škorić, A., Filipovski, G., Ćirić, M. (1985) *Klasifikacija zemljišta Jugoslavije*. Sarajevo: Akademija nauka i umjetnosti BiH - Odjeljenje prirodnih i matematičkih nauka, Posebna izdanja, knjiga 78.
150. Srpsko društvo za proučavanje zemljišta (2015): *Deklaracija o zemljištu*.
151. Star, J., Estes, J. E. (1990): *Geographic information systems: An introduction*, Englewood Cliffs, New Jersey, USA.
152. *Strategija za zaštitu zemljišta Evropske komisije (2006): Proposal of Directive of EU Parliament and of the Council establishing a framework for the protection of soil and amending Directive 2004/35/EC*.
153. Šumarski fakultet Univerziteta u beogradu (2005): *Monitoring uticaja zagađenja vazduha i efekata u šumskim ekosistemima na teritoriji Srbije bez teritorije AP Vojvodine u 2004. godini*. Rukovodilac projekta dr Kadović, R.
154. Šumarski fakultet Univerziteta u beogradu (2011): *Usklađivanje nomenklature osnovne pedološke karte sa WRB klasifikacijom*. Rukovodilac projekta dr Knežević, M.
155. Tack, F.M., Verloo, M.G., Vanmechelen, L., Van Ranst, E. (1997): *Baseline concentration levels of trace elements as a function of clay and organic carbon contents in soils in Flanders (Belgium)*. *The Science of the Total Environment*, vol. 201, pp. 113–123.
156. Tamene, L., Adimassu, Z., Betemariam, E., Yaekob, T. (2017): *Estimating landscape susceptibility to soil erosion using a GIS-based approach in Northern Ethiopia*. *International soil and water conservation Research*, volume 5, Issue 3, pp. 221-230.
157. Thornton, I. (1991): *Metal Contamination of Soils in Urban Areas*. In Bullock, P. and Gregory, P.J., Eds., *Soils in the Urban Environment*, Blackwell, Oxford, pp. 47-75.

158. Tosi, M., Correa, O.S., Soria, M.A., Vogrig, J.A., Sydorenko, O., Montecchia, M.S. (2016): Land-use change affects the functionality of soil microbial communities: a chronosequence approach in the Argentinian Yungas. *Appl. Soil Ecol.* vol. 108, pp. 118–127.
159. Tukey, J.W. (1977): *Exploratory Data Analysis*. Addison-Wesley, Reading.
160. Uredbe o programu sistemskog praćenja kvaliteta zemljišta, indikatorima za ocenu rizika od degradacije zemljišta i metodologiji za izradu remedijacionih programa Republike Srbije (2010): *Sl. glasnik RS*, br. 88/2010.
161. Ursic, S.J., Dendy, F.E. (1965) in *Proceedings of the Federal Inter-Agency Sedimentation Conference, 1963* (US Department of Agriculture, Washington, DC), pp. 47–52.
162. USDA (1983): *Natl. Soil. Surv. Handbook*, Depart. Agr. 430.
163. van Kamp, I., Leidelmeijer, K., Marsmana, G., de Hollander, A., (2003): Urban environmental quality and human well-being. Towards a conceptual framework and demarcation of concepts; a literature study. *Landscape and Urban Planning* 65, pp. 5–18.
164. Vanacker, V., Bellin, N., Molina, A., Kubik, P.W., 2013. Erosion regulation as a function of human disturbances to vegetation cover: a conceptual model. *Landsc. Ecol.* 29 (2), pp. 293–309.
165. Van-Camp, L., Bujarrabal, B., Gentile, A-R., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Olazabal, C., Selvaradjou, S.K. (2004); *Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection*. EUR 21319 EN/5, pp. 1-872. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
166. Vanmechelen, L., Groenemans, R., Van Ranst, E. (1997): *Forest Soils Condition in Europe. Results of Large - Scale Soil Survey. 1997 Technical Report*. EC, UN/ECE, Ministry of the Flemish Community, Brussels, Geneva. 259 pp.
167. Várallyay, G. (2011): *Challenge of Sustainable Development to a Modern Land Evaluation System, in Land Quality and Land Use Information - in the European Union* ed. Tóth, G., Németh, T., European Commission, Joint Research Centre , Institute for Environment and Sustainability, EUR 24590EN, pp. 3 - 19.

168. Vogeler, I. (2001): Copper and Calcium Transport through an Unsaturated Soil Column. *J. Environ. Qual.*, vol. 30, pp. 929-933.
169. Vorney, R. P., van Veen, J. A. and Paul, E. A. (1981): Organic carbon dynamics in grassland soils. Model validation and simulation of the long - term effects of cultivation and rainfall erosion, *Canadian Journal of Soil Science* 61, 211 - 224. pg
170. Vulević, T., Dragović, N. (2017): Multi-criteria decision analysis for sub-watersheds ranking via the PROMETHEE method. *International Soil and Water Conservation Research*, Volume 5, Issue 1, pp. 50-55.
171. Wei, B.G., Yang, L.S., (2010): A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchem. J.* 94, 99–107.
172. Wheatley, D., Gillings, M. (2002): *Spatial Technology and Archaeology: The Archaeological Applications of GIS*, Taylor & Francis, London, UK.
173. Wischmeier, W.H., Smith, D.D., (1978): Predicting rainfall erosion loss: A guide to conservation planning. *Agricultural Handbook No. 537*. US Department of Agriculture. - Agricultural Research Service, Washington, DC.
174. Wolman, M.G. (1967): *Geogr Ann.* 49A:385–395.
175. Yalcin, A. (2008): GIS-based landslide susceptibility mapping using analytical hierarchy process and bivariate statistics in Ardesen (Turkey): Comparisons of results and confirmations. *Catena*, 72, 1–12.
176. Yan, X., Gao, D., Zhang, F., Zeng, C., Xiang, W., Zhang, M. (2013): Relationships between Heavy metal concentrations in roadside topsoil and distance to road edge based on field observations in the Qinghai–Tibet Plateau, China. *Int J Environ Res Public Health*;10:762–75.
177. Yesilonis, I.D., Pouyat, R.V., Neerchal, N.K. (2008): Spatial distribution of metals in soils in Baltimore, Maryland: role of native parent material, proximity to major roads, housing age and screening guidelines. *Environ. Pollut.* 156, pp.723–731.
178. Yves Le Bissonnais (2006): *Aggregate Breakdown Mechanisms and Erodibility*, *Enciclopedia of Soil Science*, Taylor & Francis, pp. 40 - 44.
179. Zavod za geološka i geofizička istraživanja, Beograd (1961): Osnovna geološka karta SFRJ u razmeri 1:100.000, sekcija Žagubica.

180. Zavod za geološka i geofizička istraživanja, Beograd (1962-1966): Osnovna geološka karta SFRJ u razmeri 1:100.000, sekcija Bor.
181. Zhang, Y.W., Shangguan, Z.P. (2016): The coupling interaction of soil water and organic carbon storage in the long vegetation restoration on the loess plateau. *Ecol. Eng.* pp. 91, 574–581.
182. Zhang, Z.G., Fan, B.E., Bai, W.J., Jiao, J.Y. (2007): Soil anti-erodibility of plant communities on the removal lands in hillygully region of the Loess Plateau. *Science Soil Water Conser*, vol. 5, pp.7-13.
183. Zheng, N., Liu, J.S., Wang, Q.C., Liang, H.Z. (2010): Health risk assessment of heavy metal exposure to street dust in the zinc smelting district, Northeast of China. *Sci. Total Environ.* 408, pp. 726–733.
184. Zoller, W. H., Gladney, E. S., Duce, R. A. (1974): Atmospheric Concentrations and Sources of Trace Metals at the South Pole. *Science*, 183: 198–20.

8. ИНДЕКС ТЕРМИНА

Српски	Енглески
Анализа главних компоненти	Principal Components Analysis (PCA)
Аналитички хијерахијски процес (АХП)	Analytical hierarchy process (AHP)
Вишеструка регресија	Multiple Regression (MLR)
Вредност компоненте	Eigenvalues
Географски информациони систем (ГИС)	Geographic information system (GIS)
Дескриптивна статистика	Descriptive statistics
Дистрибуција кумулативне криве	Cumulative distribution function (CDF)
Индекс еколошког ризика	Ecological risk index (Ei)
Индекс загађења	Pollution index (PI)
Индекс укупног еколошког ризика	Risk Index (RI)
Коефицијент варијације	Coefficient of variation (CV)
Коефицијент конзистентности	Consistency Ratio
Комуналитет	Communalities
Медијана	Median
Медијана апсолутних девијација	Median absolute deviation (MAD)
Нулто стање земљишта	Background
Скри плот	Scree Plot
Стандарна девијација	Standard deviation
Ћелија	Pixel
Универзална трансверсна меркаторова пројекција	Universal transverse mercator projection (UTM)
Фактор обogaћења	Enrichment factors (EF)

Биографија аутора

Дарко Јарамаз је рођен 29.07.1981. године у Панчеву, где је завршио основну школу и гимназију. Основне студије завршава 2007. године на Факултету за пословне студије у Београду (Мегатренд универзитет) на одсеку за Компјутерски инжењеринг. Мастер студије завршава 2011. године на Факултету организационих наука у Београду (Универзитет у Београду), на одсеку Информациони системи и технологије, са мастер радом под називом „Интеграција просторних база података“. Докторске студије уписује 2012. године на Шумарском факултету (Универзитет у Београду) на смеру Еколошки инжењеринг у заштити земљишних и водних ресурса, где пријављује тему докторске дисертације „Утицај антропогеног загађења на деградацију земљишта шире околине града Бора“, која добија сагласност Већа биотехничких наука - Универзитета у Београду 2015 године.

Запослен је од 2007. године у Институту за земљиште у Београду, где се тренутно налази на позицији истраживача сарадника, и његова истраживања везана су за примену манипулације, анализе и визуелизације просторно оријентисаних података приликом проучавања деградације земљишта. Учесник је пројекта Министарства просвете, науке и технолошког развоја Републике Србије (ТР 37006), и био је учесник на више домаћих и међународних пројеката. Аутор је и коаутор преко 40 научних радова објављених у земљи и иностранству.

Ожењен је и има ћерку Кристину.

Прилог 1.

Изјава о ауторству

Име и презиме аутора: Дарко Јарамаз

Број индекса: 21/2012

Изјављујем

да је докторска дисертација под насловом

Утицај антропогеног загађења на деградацију земљишта шире околине града Бора

- резултат сопственог истраживачког рада;
- да дисертација у целини ни у деловима није била предложена за стицање друге дипломе према студијским програмима других високошколских установа;
- да су резултати коректно наведени и
- да нисам кршио/ла ауторска права и користио/ла интелектуалну својину других лица.

У Београду, 09.05.2018.

Потпис аутора

Дарко Јарамаз

Прилог 2.

Изјава о истоветности штампане и електронске верзије докторског рада

Име и презиме аутора: Дарко Јарамаз

Број индекса: 21/2012

Студијски програм: Еколошки инжењеринг у заштити земљишних и водних ресурса

Наслов рада: Утицај антропогеног загађења на деградацију земљишта шире околине града Бора

Ментор: Проф. др Снежана Белановић Симић

Изјављујем да је штампана верзија мог докторског рада истоветна електронској верзији коју сам предао/ла ради похрањења у **Дигиталном репозиторијуму Универзитета у Београду**.

Дозвољавам да се објаве моји лични подаци везани за добијање академског назива доктора наука, као што су име и презиме, година и место рођења и датум одбране рада.

Ови лични подаци могу се објавити на мрежним страницама дигиталне библиотеке, у електронском каталогу и у публикацијама Универзитета у Београду.

У Београду, 09.05.2018.

Потпис аутора

Дарко Јарамаз

Прилог 3.

Изјава о коришћењу

Овлашћујем Универзитетску библиотеку „Светозар Марковић“ да у Дигитални репозиторијум Универзитета у Београду унесе моју докторску дисертацију под насловом:

Утицај антропогеног загађења на деградацију земљишта шире околине града Бора

која је моје ауторско дело.

Дисертацију са свим прилозима предао/ла сам у електронском формату погодном за трајно архивирање.

Моју докторску дисертацију похрањену у Дигиталном репозиторијуму Универзитета у Београду и доступну у отвореном приступу могу да користе сви који поштују одредбе садржане у одабраном типу лиценце Креативне заједнице (Creative Commons) за коју сам се одлучио/ла.

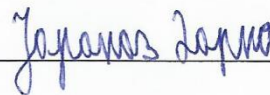
1. Ауторство (CC BY)
2. Ауторство – некомерцијално (CC BY-NC)
3. Ауторство – некомерцијално – без прерада (CC BY-NC-ND)
4. Ауторство – некомерцијално – делити под истим условима (CC BY-NC-SA)
5. Ауторство – без прерада (CC BY-ND)
6. Ауторство – делити под истим условима (CC BY-SA)

(Молимо да заокружите само једну од шест понуђених лиценци.

Кратак опис лиценци је саставни део ове изјаве).

У Београду, 09.05.2018.

Потпис аутора



1. **Ауторство.** Дозвољаваате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце, чак и у комерцијалне сврхе. Ово је најслободнија од свих лиценци.

2. **Ауторство – некомерцијално.** Дозвољаваате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела.

3. **Ауторство – некомерцијално – без прерада.** Дозвољаваате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, без промена, преобликовања или употребе дела у свом делу, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела. У односу на све остале лиценце, овом лиценцом се ограничава највећи обим права коришћења дела.

4. **Ауторство – некомерцијално – делити под истим условима.** Дозвољаваате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце и ако се прерада дистрибуира под истом или сличном лиценцом. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела и прераду.

5. **Ауторство – без прерада.** Дозвољаваате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, без промена, преобликовања или употребе дела у свом делу, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца дозвољава комерцијалну употребу дела.

6. **Ауторство – делити под истим условима.** Дозвољаваате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце и ако се прерада дистрибуира под истом или сличном лиценцом. Ова лиценца дозвољава комерцијалну употребу дела и прерада. Слична је софтверским лиценцама, односно лиценцама отвореног кода.