

УНИВЕРЗИТЕТ У БЕОГРАДУ
ШУМАРСКИ ФАКУЛТЕТ

Предраг М. Миљковић

**УТИЦАЈ НАЧИНА КОРИШЋЕЊА ЗЕМЉИШТА НА КВАЛИТЕТ
СУСПЕНДОВАНОГ НАНОСА У СЛИВУ РЕКЕ РАСИНЕ**

докторска дисертација

Београд, 2020

UNIVERSITY OF BELGRADE
FACULTY OF FORESTRY

Predrag M. Miljković

**THE INFLUENCE OF LAND USE ON THE QUALITY OF
SUSPENDED SEDIMENT IN THE RASINA RIVER WATERSHED**

Doctoral Dissertation

Belgrade, 2020

Ментор:

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

Комисија:

др **Мирјана Тодосијевић**, ванредни професор
Универзитет у Београду, Шумарски факултет

др **Ратко Ристић**, редовни професор
Универзитет у Београду, Шумарски факултет

др **Вељко Перовић**, научни сарадник
Универзитет у Београду, Институт за биолошка истраживања „Синиша Станковић“

др **Јелена Белоица**, доцент
Универзитет у Београду, Шумарски факултет

Захвалница

Истраживања која су вршена у оквиру ове докторске дисертације представљају део истраживачких радова за потребе пројекта „Истраживање климатских промена и њиховог утицаја на животну средину: праћење утицаја, адаптација и ублажавање“ који је финансиран од стране Министарства просвете, науке и технолошког развоја Републике Србије у периоду 2011–2019. Такође, одређени делови дисертације су подржани од стране РХМЗ-а, ШГ „Расина“ Крушевац, ШУ Брус и Агенције за заштиту животне средине, и овим путем им захваљујем.

Захваљујем др Снежани Белановић Симић, ментору, која ме је несебично водила, неизмерно помогла и са ентузијазмом била укључена у сваком сегменту током мојих докторских студија. Хвала јој на указаном поверењу.

Захвалност дугујем члановима комисије, др Мирјани Тодосијевић, др Јелени Белоици, др Ратку Ристићу и др Вељку Перовићу, на стручној помоћи, посвећеном времену и мотивацији.

Хвала професору Ратку Кадовићу који је од почетка докторских студија био присутан, и који је имао великог утицаја на научну форму ове дисертације.

Хвала професору Станимиру Костадинову на саветима, коментарима и стручној помоћи.

Хвала драгим колегама MSc Николи Живановићу, др Борису Радићу, др Тихомиру Предићу, др Ненаду Марићу, MSc Сениши Половини, MSc Александру Баумгертелу, др Тијани Вулевић, дипл.инж. Вукашину Милчановићу, др Драгану Чакмаку и MSc Милицы Марковић.

Највећу захвалност дугујем породици која је све време била уз мене и била скривени, шести члан комисије.

МОЈОЈ ПОРОДИЦИ

КЉУЧНА ДОКУМЕНТАЦИОНА ИНФОРМАЦИЈА

| | |
|---|--|
| Редни број (РБ): | |
| Идентификациони број (ИБР): | |
| Тип документа (ТД): | Монографска публикација |
| Тип записа (ТЗ): | Текстуални штампани документ |
| Врста рада (ВР): | Докторска дисертација |
| Аутор (АУ): | Предраг Миљковић, маг.инж.шум. за еколошки инжењеринг у заштити земљишних и водних ресурса |
| Ментор / Ко-ментор (МН): | др Снежана Белановић Симић, редовни професор |
| Наслов рада (НР): | Утицај начина коришћења земљишта на квалитет суспендованог наноса у сливу реке Расине |
| Језик публикације (ЈЗ): | Српски / ћирилица |
| Језик извода (ЈИ): | Српски / енглески |
| Земља публикавања (ЗП): | Србија |
| Година (ГО): | 2020 |
| Издавач (ИЗ): | Ауторски репринт |
| Место и адреса (МА): | 11030 Београд, Кнеза Вишеслава 1 |
| Физички опис рада (бр. погл./стр./лит.навода/таб./сл./граф./прил.): | 8 поглавља, 220 страна, 396 литературних навода, 77 табела, 23 слике, 32 графика, 15 прилога |
| Научна област (НО): | Биотехничке науке |
| Ужа научна област: | Ерозија и конзервација земљишта и вода |
| Предметна одредница / кључне речи (ПО): | суспендовани нанос, ерозија земљишта, WaTEM/SEDEM модел, начин коришћења земљишта, индекс загађења, квалитет наноса |
| УДК: | 630*116(497.11)(282 Rasina) (043.3) |
| Чува се (ЧУ): | Библиотека Шумарског факултета, Кнеза Вишеслава 1, 11030 Београд, Србија |
| Важна напомена (ВН): | Нема |
| Датум прихватања теме од стране НН: | 29.04.2015. |
| Датум одбране (ДО): | |
| Чланови комисије (КО): | др Снежана Белановић Симић , редовни професор Универзитет у Београду, Шумарски факултет др Мирјана Тодосијевић , ванредни професор Универзитет у Београду, Шумарски факултет др Ратко Ристић , редовни професор Универзитет у Београду, Шумарски факултет др Вељко Перовић , научни сарадник Универзитет у Београду, Институт за биолошка истраживања „Синиша Станковић“ др Јелена Белоица , доцент Универзитет у Београду, Шумарски факултет |

РЕЗИМЕ

Земљиште као природни ресурс је коначан, неуједначеног квалитета и осетљивости на деградационе процесе и условно је обновљив. Иако се земљиште природним процесима мења, услед неодговарајућег коришћења и управљања земљишним простором, деградациони процеси могу бити убрзани и значајно интензивнијег карактера.

Ерозија, као један од облика физичке деградације, присутна је глобално, а продукција ерозионог материјала зависи од великог броја фактора, појединачног или заједничког деловања. Начин коришћења земљишта у сливу утиче на продукцију и транспорт ерозионог материјала до хидрографске мреже, при чему на присуство загађујућих материја у наносу утичу тип и квалитет земљишта, чиме се дефинише квалитет наноса.

На глобалном нивоу постоје јасно дефинисани критеријуми за процену стања квалитета наноса, међутим, услед различитих метода деривације референтних вредности, евидентно је одсуство хармонизације задатих критеријума. У Републици Србији, критеријуми за процену квалитета наноса су дефинисани кроз три прага вредности тј. циљна, гранична и ремедијациона вредност.

У раду је кроз пирамиду физичко-хемијских својстава, концентрације штетних микроелемената, фактора мобилности и индекса загађења приказано стање квалитета земљишта и наноса. За потребе квантификације ерозионих процеса, примењени су USLE, МПЕ и WaTEM/SEDEM модел, на три различита микрослива, са аспекта начина коришћења земљишта. Дефинисан је утицај начина коришћења земљишта и типа земљишта како на количину наноса тако и на концентрацију појединих штетних микроелемената у суспендованом наносу. Значајан сегмент у раду приказан је кроз калибрацију и валидацију WaTEM/SEDEM модела, као и примену калибрисаних параметара на слив Расине. С обзиром на хетерогеност климатских, рељефних, вегетацијских, педолошких и геолошких услова, очекивано је присуство свих категорија ерозионих процеса.

Резултати показују да постоји утицај антропогених активности (пољопривредне активности, атмосферска депозиција и некадашњи рудници) на повећање фактора обогаћења површинских слојева земљишта и суспендованог наноса штетним микроелементима, али и на одређени степен контаминације подручја. Такође, према вредностима заједничких индекса загађења, издвајају се три зоне контаминације у оквиру слива Расине (горњи део слива Расине, горњи део слива Грашевачке реке и појединачне мање зоне у сливу Расине). Квалитет суспендованог наноса у проучаваним микросливовима условљен је начином коришћења земљишта, нагибом и педолошко-геолошким условима.

С обзиром на одређене предности и недостатке ерозионих модела, ниво њихове примене треба ускладити са постојећом базом података, а адаптацију извршити према просторној и временској резолуцији улазних параметара. У локалним оквирима, као неопходни елемент у процесу процене стања квалитета земљишта, наноса и воде, *background* концентрације микроелемената треба одредити директним методама, а индексе загађења адаптирати према датим условима.

Кључне речи: суспендовани нанос, ерозија земљишта, WaTEM/SEDEM модел, начин коришћења земљишта, индекс загађења, квалитет наноса

Научна област: Биотехника

Ужа научна област: Ерозија и конзервација земљишта и вода

УДК: 630*116(497.11)(282 Rasina) (043.3)

KEY WORD DOCUMENTATION

| | |
|--|--|
| Accession number (ANO): | |
| Identification number (INO): | |
| Document type (DT): | Monograph documentation |
| Type of record (TR): | Textual printed document |
| Contens code (CC): | Doctoral dissertation |
| Author (AU): | Predrag Miljković, MSc in ecological engineering for soil and water resources protection |
| Menthor (MN): | PhD Snežana Belanović Simić, full professor |
| Title (TI): | The influence of land use on the quality of suspended sediment in the Rasina river watershed |
| Language of text (LT): | Serbian (Cyrillic) |
| Language of abstract (LA): | Serbian (Cyrillic) / English |
| Country of publication (3П): | Serbia |
| Publication year (PY): | 2020 |
| Publisher (PU): | The authors reprint |
| Publication place (PP): | 11030 Belgrade, Kneza Višeslava 1 |
| Physical description (PD): | 8 chapters, 220 pages, 396 references, 77 tables, 23 illustrations, 32 graphics, 15 appendices |
| Scientific field (SF): | Biotechnical Sciences |
| Scientific discipline (SD): | Erosion and soil and water conservation |
| Subject / Key words (SKW): | suspended sediment, erosion, soil, WaTEM/SEDEM model, land use, USLE, MPE, pollution index |
| UC: | 630*116(497.11)(282 Rasina) (043.3) |
| Holding data (HD): | Library of the Faculty of Forestry, Kneza Višeslava 1, 11030 Belgrade |
| Note (N): | None |
| Accepted by Scientific Board on (ACB): | 29.04.2015. |
| Defended on (DE): | |
| Thesis Defend Board (DB) | <p>PhD Snežana Belanović Simić, Full Professor University of Belgrade, Faculty of Forestry</p> <p>PhD Mirjana Todosijević, Associate Professor Универзитет у Београду, Шумарски факултет</p> <p>PhD Ratko Ristić, Full Professor University of Belgrade, Faculty of Forestry</p> <p>PhD Veljko Perović, Research Associate University of Belgrade, Institute for Biological Research "Siniša Stanković"</p> <p>PhD Jelena Beloica, Assistant Professor, University of Belgrade, Faculty of Forestry</p> |

ABSTRACT

Soil as a natural resource is finite, of uneven quality and sensitivity to degradation processes and is conditionally renewable. Although the soil changes by natural processes, due to improper use and land management, degradation processes can be accelerated and significantly more intensive.

Erosion, as one of the forms of physical degradation, is present globally, and the production of erosion material depends on a large number of factors, with individual or joint impact. Land use/land cover in the catchment affects the production and transport of erosion material to the hydrographic network, whereby the presence of pollutants in the sediment is influenced by the type and quality of the soil, which defines the quality of the sediment.

Globally, there are clearly defined criteria for assessing the state of sediment quality. However, due to different methods of derivation of reference values, there is an evident lack of harmonization of given criteria. In the Republic of Serbia, the criteria for assessing the quality of sediments are defined through three threshold values, ie. target, limit and remediation value.

The paper presents the state of soil quality and sediments through a pyramid of physical and chemical properties, concentration of harmful microelements, mobility factors and pollution indices. For the purposes of quantification of erosion processes, three models (USLE, MPE and WaTEM/SEDEM) were applied to three micro-catchments, different in terms of land use. The influence of land use and soil type on the amount of sediment as well as on the concentration of certain harmful microelements in the suspended sediment is defined. An important segment in the paper is presented through the calibration and validation of the WaTEM/SEDEM model, as well as the application of calibrated parameters of the model to the river Rasina watershed. Given the heterogeneity of climate, relief, vegetation, pedological and geological conditions, the presence of all categories of erosion processes is expected.

The results show that there is an impact of anthropogenic activities (agricultural activities, atmospheric deposition and former mines) on the increase of enrichment factor values in the topsoil layers and in suspended sediment by harmful microelements. According to the individual pollution indices values, there is a certain degree of contamination of the area. Also, by the analysis of complex pollution indices values, three zones of contamination within the river Rasina watershed may be distinguished (upper part of the river Rasina watershed, upper part of the Graševačka river watershed and individual smaller areas in the river Rasina watershed). The quality of suspended sediment in the studied micro-catchments is conditioned by the land use, soil type, slope and pedological-geological conditions.

Given certain advantages and disadvantages of erosion models, the level of their application should be harmonized with the existing database. The adaptation should be performed according to the spatial and temporal resolution of the input parameters. As a necessary element in the process of soil, sediment and water quality assesment, on a local level, the background concentration of microelements should be determined using direct methods, while pollution indices should be adapted to the given conditions.

Keywords: suspended sediment, erosion, soil, WaTEM/SEDEM model, land use, USLE, MPE, pollution index

Scientific field (SF): Biotechnical Sciences

Scientific discipline (SD): Erosion and soil and water conservation

UC: 630*116(497.11)(282 Rasina) (043.3)

САДРЖАЈ

| | |
|---|----|
| 1 УВОД | 7 |
| 1.1 Предмет проучавања докторске дисертације..... | 1 |
| 1.2 Научни значај и циљеви истраживања | 2 |
| 1.3 Основне хипотезе | 3 |
| 2 ПРЕГЛЕД ЛИТЕРАТУРЕ | 4 |
| 2.1 Утицај начина коришћења земљишта на процес ерозије и пронос наноса | 4 |
| 2.2 Модели за процену губитака земљишта | 6 |
| 2.3 Утицај начина коришћења земљишта на садржај штетних микроелемената у земљишту и суспендованом наносу | 8 |
| 2.4 Мониторинг квалитета наноса као фактора квалитета животне средине..... | 10 |
| 2.5 Критеријуми за процену квалитета земљишта и наноса | 12 |
| 3 ОСНОВНЕ КАРАКТЕРИСТИКЕ ПРОУЧАВАНОГ ПОДРУЧЈА | 18 |
| 3.1 Просторни положај проучаваног подручја | 18 |
| 3.2 Метеоролошко-климатске карактеристике проучаваног подручја | 20 |
| 3.2.1 Температура ваздуха | 21 |
| 3.2.2 Режим падавина..... | 22 |
| 3.3 Геолошке и геоморфолошке карактеристике проучаваног подручја | 23 |
| 3.3.1 Геологија терена у сливу Расине..... | 23 |
| 3.3.2 Експозиција терена | 25 |
| 3.3.3 Нагиб терена..... | 26 |
| 3.4 Хидролошке карактеристике проучаваног подручја | 28 |
| 3.5 Педолошке карактеристике проучаваног подручја | 29 |
| 3.6 Начин коришћења земљишта | 33 |
| 4 МЕТОДЕ ИСТРАЖИВАЊА | 36 |
| 4.1 Теренски истражни радови..... | 36 |
| 4.2 Лабораторијске методе проучавања земљишта и наноса..... | 38 |
| 4.2.1 Основна физичка својства земљишта и наноса..... | 38 |
| 4.2.2 Основне хемијске особине земљишта и наноса | 39 |
| 4.2.3 Укупан садржај штетних микроелемената у земљишту, вученом и суспендованом наносу | 39 |
| 4.2.4 Садржај приступачних штетних микроелемената у земљишту | 39 |
| 4.3 Математичке методе | 40 |
| 4.3.1 Индекси загађења | 40 |
| 4.3.2 Индекс таложења наноса | 45 |
| 4.4 Статистичке методе | 46 |
| 4.5 Геостатистичке методе | 46 |
| 4.6 Методе за процену губитака земљишта | 47 |

| | | |
|----------|--|-----------|
| 4.6.1 | USLE (Universal Soil Loss Equation) | 47 |
| 4.6.2 | Метод потенцијала ерозије (МПЕ) | 49 |
| 4.6.3 | WaTEM/SEDEM модел..... | 51 |
| 4.6.3.1 | Калибрација модела и валидација | 55 |
| 5 | РЕЗУЛТАТИ И ДИСКУСИЈА..... | 57 |
| 5.1 | Проучавање земљишта | 57 |
| 5.1.1 | Морфолошке карактеристике земљишта | 57 |
| 5.1.2 | Преглед типова земљишта према издвојеним групама..... | 58 |
| 5.1.3 | Основна физичка и хемијска својства земљишта проучаваног подручја..... | 64 |
| 5.1.3.1 | Механички састав земљишта. | 64 |
| 5.1.3.2 | Хемијска својства земљишта проучаваног подручја | 69 |
| 5.1.4 | Садржај микроелемената у земљиштима проучаваног подручја | 78 |
| 5.1.5 | Секвенцијална анализа проучаваних штетних микроелемената | 82 |
| 5.1.6 | Индекси загађења земљишта проучаваног подручја | 85 |
| 5.1.6.1 | Геоакумулациони индекс (I_{geo})..... | 85 |
| 5.1.6.2 | Појединачни индекс загађења (PI) | 87 |
| 5.1.6.3 | Немеров заједнички индекс загађења (PI_N) | 89 |
| 5.1.6.4 | Индекс оптерећења екосистема (PLI) | 90 |
| 5.1.6.5 | Појединачни индекс еколошког ризика (E_r) | 91 |
| 5.1.6.6 | Индекс потенцијалног еколошког ризика (RI) | 92 |
| 5.1.6.7 | Фактор обogaђења (EF) | 93 |
| 5.2 | Основна физичка и хемијска својства вученог наноса | 95 |
| 5.2.1 | Садржај микроелемената у вученом наносу..... | 98 |
| 5.2.2 | Индекси загађења вученог наноса | 99 |
| 5.2.2.1 | Геоакумулациони индекс (I_{geo})..... | 99 |
| 5.2.2.2 | Појединачни индекс загађења (PI) | 101 |
| 5.2.2.3 | Немеров заједнички индекс загађења (PI_N) | 101 |
| 5.2.2.4 | Индекс оптерећења екосистема (PLI) | 102 |
| 5.2.2.5 | Појединачни индекс еколошког ризика (E_r) | 102 |
| 5.2.2.6 | Индекс потенцијалног еколошког ризика (RI) | 103 |
| 5.2.2.7 | Фактор обogaђења (EF) | 104 |
| 5.3 | Садржај микроелемената у суспендованом наносу проучаваних микросливова | 105 |
| 5.3.1 | Индекси загађења суспендованог наноса | 109 |
| 5.3.1.1 | Геоакумулациони индекс (I_{geo})..... | 109 |
| 5.3.1.2 | Појединачни индекс загађења (PI) | 111 |
| 5.3.1.3 | Немеров заједнички индекс загађења (PI_N) | 113 |
| 5.3.1.4 | Индекс оптерећења екосистема (PLI) | 114 |
| 5.3.1.5 | Појединачни индекс еколошког ризика (E_r) | 114 |
| 5.3.1.6 | Индекс потенцијалног еколошког ризика (RI) | 115 |
| 5.3.1.7 | Фактор обogaђења (EF) | 116 |
| 5.4 | Утицај својстава земљишта на садржај микроелемената у земљиштима проучаваног подручја..... | 118 |
| 5.4.1 | Анализа својстава земљишта и проучаваних микроелемената | 118 |
| 5.4.2 | Утицај својстава земљишта на садржај микроелемената у суспендованом наносу 124 | |
| 5.4.3 | Анализа порекла садржаја микроелемената у земљиштима проучаваног подручја..... | 130 |
| 5.5 | Хидролошки параметри проучаваних микросливова у сливу реке Расине | 133 |
| 5.5.1 | Протицаји воде на проучаваним микросливовима | 133 |

| | | |
|----------|---|------------|
| 5.5.2 | Пренос суспендованог наноса проучаваних микрослива | 135 |
| 5.5.3 | Пренос укупног наноса у проучаваним микросливима | 138 |
| 5.6 | Процена губитака земљишта применом USLE модела | 139 |
| 5.6.1 | Фактор ерозивности (R) | 139 |
| 5.6.2 | Фактор еродибилности (K) | 140 |
| 5.6.3 | Топографски фактор (LS) | 141 |
| 5.6.4 | Фактор начина коришћења земљишта (C) | 141 |
| 5.6.5 | Процена интензитета ерозије | 142 |
| 5.7 | Процена губитака земљишта применом МПЕ модела | 144 |
| 5.8 | Примена WaTEM/SEDEM модела у квантитативној и квалитативној процени губитака земљишта | 146 |
| 5.8.1 | Процена губитака земљишта | 146 |
| 5.8.2 | Дистрибуција штетних микроелемената | 153 |
| 5.8.3 | Примена калибрисаног WaTEM/SEDEM модела на подручје слива реке Расине | 157 |
| 5.8.4 | Употреба WaTEM/SEDEM модела – предности и недостаци | 162 |
| 5.9 | Предлог система конзервационих мера у циљу смањења губитака земљишта | 164 |
| 6 | ЗАКЉУЧЦИ | 166 |
| 7 | ЛИТЕРАТУРА | 170 |
| 8 | ПРИЛОЗИ | 194 |

„Дакле, није толико проблем видети оно што још нико није видео, колико мислити оно што још нико није мислио у вези са оним што сви виде.“

Артур Шопенхауер

1 УВОД

1.1 Предмет проучавања докторске дисертације

Цивилизација је напредовала и била у изобиљу, и назадовала и била у недостатку природних ресурса (El-Swaify et al., 1982). Иако је планета обликована процесима ерозије, човек настоји да ресурсе учини одрживим неколико миленијума. Међутим, чињеница је да је наука процесе ерозије почела да изучава тек почетком 20. века (Roose, 1996).

Деградација земљишта, интензивирање ерозионих процеса, бујичних поплава и површинског отицаја повезани су са глобализацијом и технолошким напретком друштва, нарочито у развијеним земљама, затим обешумљавањем, збијањем земљишта услед испаше, интензивном пољопривредом, употребом хемикалија, неконтролисаним одлагањем отпада итд. (Roose, 1996).

Деградација земљишта подразумева смањење продуктивности услед погоршања физичких, хемијских и биолошких особина земљишта и представља резултанту утицаја различитих процеса, фактора и узрока као и система управљања земљишним простором.

Ерозија земљишта је деградациони процес који утиче на квалитет земљишта путем смањења брзине инфилтрације, капацитета задржавања воде, хранљивих материја, садржаја органске материје, бројности и диверзитета микроорганизама и дубине (Pimentel et al., 1995). Према Valentin-у (1998), интензитет и учесталост ерозионих процеса директно зависе од количине и интензитета падавина и индиректно од вегетационог покривача и биолошких процеса, а крајњи резултат је смањена продуктивност земљишта (Stone et al., 1985; Verity и Anderson, 1990). У брдско-планинским подручјима где је ерозија последица површинског отицања вода, велики значај за квалитет земљишта има начин газдовања земљиштем у сливу као и мере које доприносе регулисању отицања.

Нерационалним коришћењем, убрзавају се процеси деградације земљишта, природног ресурса који је у суштини ограничен, критичан, стратешки и практично необновљив. У научној литератури се наводи да је исцрпљивање необновљивог ресурса земљишта поред климатских промена довело до урушавања природне екосистемске равнотеже и до кризе на глобалном нивоу а мере управљања земљишним простором се базирају на концепту функционисања екосистема (Kadović, 1999; Koch et al., 2013; Zhu и Meharg, 2017).

У подручјима, где су климатски услови, педолошко-геолошке карактеристике и топографија слични, интензитет ерозије зависи првенствено од начина коришћења земљишта и покривености вегетацијом (Del Mar López et al., 1998., Walling, 2006). На нивоу слива, важан је начин и просторни распоред коришћења земљишта, јер промене у начину коришћења земљишта мењају хидролошки режим, а тиме и ерозионе процесе у сливу (Ludwig et al., 1995; Vandaele и Poesen 1995; Desmet et al., 1999). Начин коришћења земљишта може имати утицаја и на друге природне процесе, као што су биогеохемијски процеси, кружење нутријената и полутаната у екосистему, и њихов утицај на биодиверзитет (Yu-Zhuo и Fu, 2000). Поремећаји у сливу услед обешумљавања, рударских активности, изградње објеката и друге инфраструктуре, доводе до драматичних ерозионих процеса,

повећања губитака земљишта и повећаним изношењем суспендованог наноса у водотокове (Walling 2009., García-Ruiz, 2010; Ristić et al., 2011).

Постизање „нултог стања деградационих процеса“ (Zero Net Land Degradation) до 2030. године, представља прилику да се кроз циљеве одрживог развоја (SDG – Sustainable Development Goal) и заједничку пољопривредну политику (CAP – Common Agriculture Policy), остваре прецизна решења и приступи у процени и смањењу процеса деградације земљишног простора. Неопходне базе података које су резултат теренских истраживања, као и растућа потреба и употреба даљинске детекције, могу олакшати процес моделовања ерозионих процеса и достизање ових циљева. Повезивање ерозионих процеса са другим областима науке о земљишту (угљеник у земљишту, биодиверзитет, збијање и контаминација земљишта), као и интегрисање оквира за моделирање земаљског система (Earth System Modelling Framework) имаће значајну улогу у развоју будућих модела за процену ерозионих процеса (Panagos et al., 2019).

1.2 Научни значај и циљеви истраживања

Деградација земљишта је директна последица ерозионих и других процеса, а утиче на квалитет водних ресурса, што представља једну од главних претњи животној средини (PAR/RAC, 1997). Контаминација загађујућим материјама међу којима су неки штетни микроелементи, има велики утицај на равнотежу у екосистемима (Kadović и Knežević, 1999; Healy et al., 2001; Brus et al., 2002; Cheng, 2003; Belanović et al., 2004). Концентрације штетних микроелемената у земљиштима, зависе примарно од састава геолошке подлоге, али могу бити и антропогеног порекла, услед неадекватне употребе неорганских ђубрива и пестицида, фекалне воде, атмосферске депозиције и индустријске активности (Ђоровић et al., 2001; Nan et al., 2002; Belanović i sar., 2004; Rattan et al., 2005).

Деградација земљишног простора, нарочито у горњим деловима речних сливова, значајно утиче на појаву површинског отицаја и његову транспортну моћ, што директно води до повећане продукције ерозионог материјала у сливу и транспорта наноса (FAO, 1992). Било да потиче из шумских екосистема или агроекосистема, нанос може значајно да утиче на водне ресурсе низводно у сливу (Novotny и Olem 1994; Withers и Lord 2002).

Суспендовани нанос представља последицу дејства плувијалне и површинске ерозије, услед чега долази до откидања и спирања честица површинског слоја земљишта које се крећу у виду суспензије са неког сливног подручја (Jovanović, 2002). Највећи проценат суспендованог наноса чине фракције глине и финог праха (Walling, 1988). Суспендовани нанос одређује мутноћу воде и утиче на стабилност обала и засипање акумулација, и представља извор механичког и хемијског загађења. Међутим, услед промена начина коришћења земљишта, пољопривредне и сточарске производње, градских и индустријских отпадних вода, сагоревања фосилних горива итд. суспендовани нанос представља извор хемијског загађења, тако да утиче на водне и земљишне ресурсе, али и на читав екосистем, на локалном и глобалном нивоу (Mackenzie et al., 2002., Laubel, 2004). Контаминација наноса и контаминација наносом може представљати значајну и дуготрајну претњу за

различите компоненте водног екосистема (Stone i Haight, 2000), и на тај начин полутанти из воде и суспендованог наноса улазе у ланац исхране (Larson et al.,1997; Schoellhamer et al., 2007). Начин коришћења земљишта утиче на продукцију ерозионог материјала, потенцијалне губитке земљишта и пронос наноса у сливу. Квалитет земљишта и наноса зависи од типа земљишта и начина коришћења земљишта, а укупан еколошки ризик условљен је садржајем штетних микроелемената.

Према Водопривредној основи Републике Србије из 2001. године, најзаступљенија је плувијална ерозија, на 86 % укупне површине. Без покрајина, ерозијом је захваћено 90 % површине Србије. Изабрано подручје проучавања је слив реке Расине, који се одликује ерозионим процесима различитог интензитета, а одређене специфичности са становишта начина коришћења земљишта, морфолошких и климатских карактеристика, изражене су преко три издвојена микрослива. Поред тога треба истаћи да се у средњем делу слива налази акумулација Ђелије која служи за водоснабдевање ширег дела Расинског округа.

Циљеви истраживања се огледају у потреби за бољим разумевањем ерозионих процеса, утицаја појединих параметара на пронос наноса и контаминацију наноса загађујућим материјама. Истраживањем процеса деградације земљишта, као и праћење квалитета наноса и земљишта у сливу, значајно је са практичног аспекта, с обзиром на улогу акумулације Ђелије за водоснабдевање ширег подручја.

Истраживање у оквиру докторске дисертације истиче следеће циљеве:

- Утврдити степен утицаја начина коришћења земљишта на губитке земљишта.
- Утврдити степен квалитета земљишта и наноса на основу садржаја неких штетних микроелемената у микросливовима Поломске, Рогавске и Богишке реке.
- Одредити утицај концентрације неких штетних микроелемената на еколошки ризик терестричних и акватичних екосистема.

1.3 Основне хипотезе

Постављене су следеће хипотезе:

- Повећањем површина под пољопривредним земљиштем у сливу, повећава се и количина наноса
- Квалитет наноса зависи од типа земљишта и начина коришћења земљишта

2 ПРЕГЛЕД ЛИТЕРАТУРЕ

2.1 Утицај начина коришћења земљишта на процес ерозије и пронос наноса

Ерозија земљишта је процес који се одвија природно, под утицајем природних фактора, а постаје озбиљан проблем за животну средину уколико се убрза под утицајем антропогених активности. Антропогено изазвани и потпомогнути ерозиони процеси утичу негативно на земљишни простор, квалитет и продуктивност земљишта, резерве чисте воде и биодиверзитет, руралне и урбане људске активности, угрожавајући стабилност падина, објеката и инфраструктуре.

Ерозија и транспорт покренутог материјала је комплексан процес на који утичу климатски фактори, топографија, педологија, геологија и вегетациони покривач. С обзиром на то да процес ерозије почиње откидањем честица земљишта и њиховим транспортом са одређене површине, падавине се сматрају иницијалним фактором. Међутим, интензитет ерозије у подручјима са сличним климатским, едафским и орографским карактеристикама, зависи првенствено од начина коришћења земљишта (Kostadinov, 1992; Mar Lopez et al., 1998; Wijitkosum, 2012; Spalević et al., 2013; Borrelli et al., 2017; dos Santos et al., 2017).

Промене начина коришћења земљишта из природне вегетације (шуме, природни травњаци) у пољопривредна земљишта значајно доприносе интензивирању ерозионих процеса, а тиме и деградацији земљишног простора (Wijitkosum, 2012; Li et al., 2014; Jaa et al., 2017; Borrelli et al., 2017; Mtibaa et al., 2019). Према Kijowska-Strugała et al. (2018) најинтензивнији процеси ерозије на подручју Централне Европе били су на почетку 14. века, изазвани интензивним падавинама и повећањем површина под пољопривредном производњом. Такође, интродукцијом коренастог поврћа након друге половине 18. века, ерозиони процеси се драстично интензивирају, а крајњи ефекти су били развој јаружасте ерозије и плитких клизишта. Последњих деценија, значајне промене начина коришћења земљишта, а тиме и ерозионих процеса настају убрзаним економским развојем (Li et al., 2014).

У зависности од типа вегетације, покривности, развоја кореновог система као и композиције шумске стеље, стабилност структурних агрегата и отпорност површинског слоја земљишта утичу на потенцијалне губитке земљишта. Међутим, ерозија такође може имати повратни карактер, тј. утицати на вегетацију у смислу композиције, структуре и прираста биљних заједница (Wijitkosum, 2012).

У једном од последњих извештаја Уједињених Нација (FAO, 2015) у сарадњи са Међувладиним панелом о земљишту (International Technical Panel on Soils – ITPS) истиче се да је већи део ресурса земљишта на светском нивоу, у просечном, лошем или веома лошем стању, а да су обешумљавање, прекомерна испаша, ратарство и неадекватне пољопривредне праксе као и њихови механизми главни узрочници интензивирања ерозионих процеса и претња по земљишни ресурс.

Према ауторима Borrelli et al., (2017), просечни годишњи ерозиони губици земљишта на светском нивоу за 2001. годину су били процењени на $35 \text{ Pg}\cdot\text{god}^{-1}$, са специфичним губицима од $2,8 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$, са повећањем од 2,5 % у 2012. години и губицима од $35,9 \text{ Pg}\cdot\text{god}^{-1}$. Од 125 милиона квадратних километара, узетих за подручје проучавања, око 3,3 % је било изложено повећању ерозионих губитака, услед промена начина коришћења

земљишта, док је 0,9 % површине имало ефекат смањења губитака земљишта, услед мера конзервације земљишта на подручју Северне и Јужне Америке, и других земаља. Према подацима из 2012. године, око 11,2 % површине на глобалном нивоу је под обрадивим земљиштем, на коме се јавља готово 50 % процењених губитака земљишта. Ови губици су 4 пута већи од просечне вредности, 7 пута већи од просечних вредности за природне пашњаке и остале површине обрасле ниском вегетацијом, а чак 77 пута већи него просечне вредности за шумска подручја, чија је вредност $0,16 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$ (Borrelli et al., 2017). Просечни губици на глобалном нивоу су у распону од $6,5 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$ (Naipal et al., 2015) до $10,2 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$ (Yang et al., 2003), при чему је скоро 60 % садашњих ерозионих процеса изазвано антропогеним факторима.

Према референтном сценарију за 2001. годину, европски континент се одликује значајно ниским вредностима ерозионих губитака, у односу на остатак света, са просечном вредношћу од $0,92 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$ са трендом благог смањења ерозионих губитака до 2012. године, услед промене начина коришћења земљишта (Borrelli et al., 2018). Према типу вегетационог покривача и промени намене коришћења земљишта, значајан пад процењених губитака земљишта се запажа код промене из пољопривредног у шумско подручје или било који други тип природне вегетације (Borrelli et al., 2017; Borrelli et al., 2018). Вредности средњих годишњих губитака земљишта за пољопривредне површине за земље Европске Уније износе око $2,67 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$ (Panagos et al., 2015a). Највећи просечни годишњи губици земљишта су забележени у Италији ($8,46 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$) и у Словенији ($7,43 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$), а најмањи у Финској ($0,06 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$). За земљишта под вишегодишњим засадама, вредности ерозионих губитака су високе ($9,47 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$), из разлога што су велике површине винограда и маслињака лоцирани у брдским пределима Медитерана где је приступна интензивна ерозија.

Густ вегетациони склоп утиче на процес ерозије, са вредностима губитака земљишта на пашњацима које износе $2,02 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$. Иако за процес ерозије, најзначајнији фактор представља вегетациони покривач, велики утицај на крајње вредности може имати топографија, када су у питању различите технике обраде земљишта, као и структура вегетације у оквиру пољопривредних површина. Увођењем конзервационе пољопривредне производње, забележен је тренд смањења губитака земљишта на светском (7 %) и европском нивоу (1,5 %), за период 2001–2012 година (Borrelli et al., 2017).

Укупна просечна годишња бруто ерозија у Србији износи $37\,249\,975,0 \text{ m}^3$, односно $421,57 \text{ m}^3\cdot\text{km}^{-2}$. Годишњи транспорт наноса износи $9\,350\,765,0 \text{ m}^3$ са специфичним проносом наноса од $105,8 \text{ m}^3\cdot\text{km}^{-2}$ (Ristić et al., 2017). Просечна вредност губитака земљишта у Србији је према Blinkov et al., (2015) износи $4,9 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$.

Заједнички утицај одређеног начина коришћења земљишта, промене начина коришћења земљишта и ерозионих процеса, представљају један од кључних проблема животне средине, а где се значајно истичу и као узрок промена протицаја у рекама и проноса наноса (Reu, 2003; Bini et al., 2006; Erda et al., 2006; Solaimani et al., 2009). Ерозиони процеси узрокују губитак не само површинског слоја плодног земљишта, већ и губитке органске материје, и нутријената. До 50 % годишњих падавина отекне са еродираних површина услед смањене инфилтрације и смањеног ретенционог капацитета, а ефекти низводно подразумевају велике поплавне таласе и повећан пронос наноса (Kithiia, 1997). Према неким

истраживањима, у сливовима у којима су заступљени различити начини коришћења земљишта, поплавни таласи износе три пута више наноса, него сливови који су само под шумама, за исте интензитете и количине падавина, док је пронос наноса из сливова под шумама у односу на сливова под пашњацима, нешто мањег обима (Hughes et al., 2012; Bradshaw et al., 2017).

2.2 Модели за процену губитака земљишта

Информације о продукцији ерозионог материјала, као и проноса наноса речним током, сведе се на директно мерење на терену или на процене применом различитих модела. Јединствено решење или модел за процену губитака земљишта од ерозије представља комплексан задатак. Постоје десетине модела који служе за процену губитака земљишта од водне ерозије, а новији модели, поред ових информација, дају одговарајуће процене о утицају штетних микроелемената на животну средину.

Симулација природних процеса, и њихово представљање кроз формуле и нумеричке вредности, не доноси увек свеобухватно решење, чиме су се у својим истраживањима бавили геоморфолози, педолози, пољопривредни и шумарски инжењери, хидролози, метеоролози и други. У табели 1, дат је приказ већине ерозионих модела који су развијени и коришћени последњих деценија.

Табела 1 – Приказ ерозионих модела

| АКРОНИМ | Име модела | Референца |
|-------------|---|----------------------------|
| AGNPS | Agricultural Non-Point Source pollution model | Young, 1987 |
| ANSWERS | Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation | Beasley et al., 1980 |
| APSIM | Agricultural Production Simulator | Mc Cown et al., 1996 |
| CREAMS | Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems | Knisel et al., 1980 |
| EGEM | Ephemeral Gully Erosion Model | USDA, 1992 |
| EPIC | Erosion-Productivity Impact Calculator | Williams et al., 1985 |
| EPM | Erosion Potential Method | Gavrilović, 1972 |
| EROSION-3D | - | Schmidt, 1991 |
| EUROSEM | European Soil Erosion Model | Morgan et al., 1998 |
| GLEAMS | Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems | Leonard et al., 1987 |
| KINEROS2 | The kinematic runoff and erosion model | Onstad&Brakensiek, 1968 |
| LISEM | Limburg Soil Erosion Model | De Roo et al., 1996 |
| MEDRUSH | - | Kirkby et al., 1998 |
| MESALES | Modèle d'Evaluation Spatiale de l'ALéa Erosion des Sols | Le Bissonnais et al., 2002 |
| MOSES | Modular Soil Erosion System project | Meyer et al., 2001 |
| PESERA | Pan-European Soil Erosion Risk Assessment model | Kirkby et al., 2000 |
| RUSLE | Revised Universal Soil Loss Equation | Renard et al., 1997 |
| STREAM | Sealing, Transfer, Runoff, Erosion, Agricultural Modification model | Souchere et al., 2001 |
| SWAT | Soil and Water Assessment Tool | Arnold et al., 1996 |
| SWRRB | Simulator for Water Resources in Rural Basins | Williams et al., 1985 |
| USLE | Universal Soil Loss Equation | Wischmeier&Smith, 1978 |
| TMDL | Total Maximum Daily Load | US Congress, 1972 |
| USPED | Unit Stream Power-based Erosion Deposition | Mitasova et al., 1996 |
| WATEM | Water and Tillage Erosion Model | Van Oost et al., 2000 |
| WATEM/SEDEM | Water and Tillage Erosion Model/ Sediment Delivery model | Van Rompaey et al., 2001 |
| WEPP | Water Erosion Prediction Project | Laflen et al., 1991 |
| TCRP | Tillage-Controlled Runoff Pattern model | Takken et al., 2001 |
| TOPMODEL | - | Beven и Kirkby, 1979 |
| CAESAR | Cellular Automaton Evolutionary Slope and River model | Coulthard et al., 2000 |
| WILSIM | Web-based Interactive Landform Simulation Model | Luo et al., 2000 |

2.3 Утицај начина коришћења земљишта на садржај штетних микроелемената у земљишту и суспендованом наносу

Штетни микроелементи се у земљишту могу наћи у различитим концентрацијама и хемијским облицима, антропогеног или природног порекла. Ови елементи се налазе и у незагађеним земљиштима, и тада су искључиво пореклом из матичног супстрата (Belanović *et al.*, 2004). Велике концентрације штетних микроелемената смањују квалитет земљишта, пре свега нарушавајући биолошку равнотежу, а затим и остале функције екосистема (Singh *et al.*, 2011). Природним процесима разлагања се не смањују концентрације штетних микроелемената, нити се врши њихово трајно уклањање из животне средине (Vuković *et al.*, 2012). На садржај штетних микроелемената у земљишту поред матичне подлоге, утичу и начин коришћења и промене начина коришћења земљишта (Jiao *et al.*, 2014., Iwegbue, 2014).

Вегетација, земљиште и вода, као компоненете биосфере су под негативним утицајем влажне и суве атмосферске депозиције штетних микроелемената. Надземни делови вегетације представљају први ниво таложења свих атмосферских полутаната док је земљиште крајњи и најзначајнији рецептор штетних микроелемената у терестричним екосистемима (Kadović и Knežević, 2002). Шумски екосистеми се од агроекосистема разликују у биогеохемијском циклусу, што је повезано са карактеристикама вегетационог покривача. Присуство шумске простирке има додатни утицај на хемијске процесе и циклус кретања неких штетних микроелемената. Штетни микроелементи путем атмосферске депозиције доспевају у шумска земљишта из различитих антропогених извора. У незагађеним шумским земљиштима, нарочито у дубљим хоризонтима, концентрација штетних микроелемената је често слична природним концентрацијама (background), док су под утицајем антропогених фактора, у земљиштима агроекосистема, те концентрације значајно веће (Baize и Van Oort, 2014).

У шумским земљиштима у Србији (Kadović и Knežević, 2002) постоји извештај број прекорачења максимално дозвољених концентрација појединих тешких метала (Zn, Cu, Pb, Cd). Највеће концентрације су утврђене у слоју шумске простирке и у површинском органоминералном слоју у шумама четинара, док се вредности ових елемената смањују у шумама лишћара, и концентрација опада са дубином.

У пољопривредним земљиштима, присуство штетних микроелемената може бити последица распадања матичног супстрата као и из атмосферске депозиције. Међутим, неконтролисаним употребом одређених агрохемикалија у пољопривреди повећавају се концентрације штетних микроелемената и њихов кумулативан токсични ефекат (Groenenberg *et al.*, 2006; Rodriguez *et al.*, 2006, 2008; Salazar *et al.*, 2012; Gonçalves Jr. *et al.*, 2014) што води загађењу ширег подручја. Одређена фосфатна ђубрива могу садржати и преко 50 mg·kg⁻¹ Cd, а увођење забране њиховог коришћења траје већ две деценије (He *et al.*, 2005; Gilbert, 2018). Према одређеним ауторима (Tirado и Allsop, 2012; Gilbert, 2018) 54-58 % концентрације Cd у животnoj средини је последица примене фосфатних ђубрива. Просечна концентрација Cd у ђубривима, на нивоу Европе је око 32 mg·kg⁻¹, али те вредности иду и до 200 mg·kg⁻¹, и уколико Европска Комисија усвоји план из 2016. године, према коме би се концентрација Cd након 12 година од почетка примене, ограничила на 20 mg·kg⁻¹ ђубрива, ниво овог елемента би опао за чак 21 % у наредних 100 година (Gilbert, 2018). Насупрот томе, и према најстриктнијем режиму смањења концентрације овог

елемента у ђубривима, Römken et al., (2017) наводе да би се у наредних 100 година, ниво Cd повећао за 1 %. Према извештају Националног инвентара за квалитет вода САД-а (EPA, 2005), пољопривредне површине представљају водеће нетачкасте изворе загађења, док неки аутори наводе да су главни извор загађења у сливу (OECD, 2019; Iital et al., 2005; Anga 's et al., 2006; Yang et al., 2013). Према извештају о процени квалитета вода у Европи (Crouzet et al., 1999) јасно је назначен штетан утицај прекомерне употребе минералних ђубрива, као и да су пољопривредне површине главни извор нитрата (46-87 %) и фосфата (20-40 %) у површинским водама. Према најновијем извештају о процени вода, Европске агенције за заштиту животне средине (EEA, 2018), један од главних притисака на квалитет воде чине недифузни извори загађења (38 %) од којих су најзначајнији пољопривреда и атмосферска депозиција. Други аутори такође наводе утицај агрохемикалија на квалитет вода (Divya и Belagali, 2012; Savci, 2012; Yousaf et al., 2017). У сливовима где је пољопривреда доминантан начин коришћења земљишта, концентрације нутријената у води су значајно веће, у односу на концентрације у води из сливова под шумским екосистемима. Peterjohn и Correll (1984) наводе да шумски појасеви уз речне обале могу смањити концентрације N и P у наносу и до 70 %.

У процесу ерозије, загађујуће материје су везане за честице праха, глине и органску материју, а површинским отицајем се транспортују у водотокове (Evans, 2006). Контаминирани нанос се понаша као извор загађења у водном екосистему, акумулирајући велике количине загађујућих материја. Имајући у виду велики број постојаних полутаната и њихово биоакумулативно својство, нанос представља претњу не само за водне екосистеме, већ и терестричне, у случају великих поплавних таласа, и директно и индиректно може нарушити равнотежу екосистема, узрокујући контаминацију и губитак одређених биљних и животињских врста (Burton, 2002), а тиме и утицај на човека кроз ланац исхране.

Тренд акумулације штетних микроелемената у последњих сто година показује повећање концентрација у наносу (Xu et al., 2009; Vuković et al., 2012) у којем се углавном јављају везани у лабилним облицима, тј. представљају резултат антропогених активности у узводном делу слива. Биолошка доступност одређених елемената у наносу је комплексна и није у потпуности изучена. Штетни микроелементи често граде комплексна једињења што додатно отежава процену утицаја штетних микроелемената у наносу на екосистем (Bay et al., 2012). Поједини аутори наводе да је од великог значаја проучити и упоредити концентрације штетних микроелемената у земљиштима под шумским и агроекосистемима, како би се проценио утицај пољопривредних активности на дистрибуцију и транспорт загађујућих материја везаних за нанос (He et al., 2005; Neupane и Roberts, 2007) и дефинисала веза између начина коришћења земљишта и концентрације штетних микроелемената у наносу.

У Србији, у најранијим радовима се наводи да су концентрације штетних микроелемената у суспендованом наносу углавном веће него у површинским слојевима земљишта (Kadović и Svetković, 1992). Такође, резултати истраживања на подручју слива реке Јасенице показују да је слив под утицајем штетних микроелемената, као и да се њиховим транспортом са наносом остварује негативан ефекат на воду и животну средину (off-site ефекат) (Đorović et al., 2001).

2.4 Мониторинг квалитета наноса као фактора квалитета животне средине

Проблем загађења полутантима из површинских токова и наноса последње две деценије добија на значају, а истраживања постају свеобухватнија и детаљнија (EPA, 2003; Woitke et al., 2003; Milenković et al., 2005; Mortatti и Probst, 2010; Vuković et al., 2011; Sadeghi et al., 2012; Tang et al., 2014; Pérez-Osuna et al., 2015; Ali et al., 2016; Živković et al., 2016; Nasrabadi et al., 2016; FAO, 2017; Duncan et al., 2018; Rügner et al., 2019). Разлог томе је што регулаторна тела за заштиту животне средине и научна јавност увиђају да нанос игра значајну улогу у задржавању загађујућих материја или њиховом ослобађању у водотоке (Power и Charman, 1992), а нека важна аката су формирана од стране северноамеричких истраживача (Crane et al., 1996). Мониторинг суспендованог и вученог наноса, као и процена квалитета наноса се врше према бројним ISO стандардима.

Агенција за заштиту животне средине Сједињених Америчких Држава, донела је Акт Чисте Воде (Clean Water Act) који је требало да буде основа структуре којом се регулише протицај и отицај загађујућих материја површинским токовима, на подручју САД, као и да допринесе утврђивању критеријума за квалитет површинских вода. Основа овог документа је донета 1948. године под тадашњим називом Federal Water Pollution Control Act тј. Савезни акт о контроли загађења вода. Увођењем овог документа, Агенција за заштиту животне средине (Environmental Protection Agency - EPA) је почела са програмом контроле тачкастих изора загађења, постављањем стандарда за индустријске отпадне воде, а затим и дифузних извора загађења, водећи рачуна о сталним и повременим токовима, и преузела одговорност за заштиту хемијског, физичког и биолошког интегритета националних вода (Mc Cauley et al., 2000).

Половином 60их година прошлог века, у Европи, Владе већине држава су отпочеле програм активног мониторинга и контроле загађења животне средине. Највећа пажња је посвећена развоју смерница и њиховој примени у политици и регулативама, у области заштите животне средине (Besten et al., 2003). Поред свог уложеног напора, а након више од три деценије, смернице су донете за мање од 1 % једињења која се јављају у животној средини услед људских активности (Van Wezel, 1999). Највећа пажња је усмерена на полутанте који се везују за чврсту материју, нарочито за глину и органску материју, као и на ризик који настаје као последица њиховог таложења са наносом и ослобађањем у животну средину. Са друге стране, истраживања и развој регулатива за квалитет вода и наноса су почели 1975. године, али су били мање повезани, док су поједине земље, чланице Европске Уније, развијале сопствене смернице за квалитет наноса тзв. Sediment Quality Guidelines (SQGs), и стратегије за независни мониторинг (Environment Agency, 2002).

Да би се спречио штетни утицај микроелемената на биодиверзитет, у Европи је развијена директива о водама (WFD - European Water Framework Directive), у којој се истиче постојање јаке везе између наноса и воде. Један од основних циљева Директиве о водама, био је постизање задовољавајућег статуса свих вода у Европи до 2015. године. Појавом директиве о водама, најзначајнијег Европског правног акта о водама, начин на који су праћени и регулисани водни екосистеми се променио, а са тим и мониторинг и регулатива која уређује проблематику контаминације наноса. На Фраунхофер институту (Немачка), јасно је наглашено да је исталожен нанос од изузетног значаја за одређене

организме у водним екосистемима, али да не може указати на све могуће путање транспорта загађујућих материја (2002, Fraunhofer Institute).

Поред ових, бројне друге директиве, пројекати и мониторинг програми су успостављени.

PLUARG (Pollution from Land Activities Reference Group, 1972. године) пројекат, развијен између Канаде и САД-а имао је за циљ да процени однос између концентрације одређених штетних микроелемената у води, суспендованом и вученом наносу и у пољопривредном земљишту одређеног слива, ради разумевања акумулације и транспорта штетних микроелемената (Whitby et al., 1977).

Европска Комисија је заједно са Париским Комисијом и националним регулаторним телима финансирао иницијативу за процену токсичности наноса (Pascoe et al., 1992; PARCOM, 1994; Barrett и Dohmen, 1994).

ОЕСД је 1987. године отпочео програм праћења HPV (High Production Volume) хемикалија, при чему су бројне земље узеле учешће у оснивању и јачању националних програма за праћење (ОЕСД, 2019).

Новембра 1993. године, одржан је скуп WOSTA (Workshop on Sediment Toxicity Assessment) са циљем успостављања регулаторних оквира за процену стања наноса, развоја успостављених методологија и најзначајније, процене дугорочних ефеката загађеног наноса на живи свет (Crane et al., 1996).

У Србији, мониторинг наноса се још увек налази у програму Републичког Хидрометеоролошког Завода Србије (РХМЗ), али се извршава кроз програм Агенције за заштиту животне средине. Раније, РХМЗ је вршио мониторинг проноса суспендованог наноса на 27 профила хидролошких станица до 2009. године. Праћење је вршено на реци Сави, у Сремској Митровици од 1958. до 1980. године, у Шапцу од 1958. до 2002. године, у Београду од 1958. до 1998. године, али и на већим притокама као што је мерна станица Бадовинци на реци Дрини, где се вршио мониторинг суспендованог наноса од 1990. до 2001. године и мерна станица Дражевац на реци Колубари, са мерним периодом од 1958. до 2002. У оквиру програма мониторинга акумулације „Гвоздена Капија 1“, у периоду од 1974. па све до 2014. године, свакога дана се мерио транспорт суспендованог наноса на станицама Београд и Сремска Митровица на реци Сави (Бабић Младеновић и сар., 2015).

Данас, мониторинг квалитета вода и наноса је у пољу рада Агенције за заштиту животне средине, као органа Министарства заштите животне средине. У Републици Србији се мониторинг квалитета наноса врши на 135 профила на 79 водотока и на 41 профилу у 17 акумулација (SEPA, 2019). Речни нанос се у сливу Расине анализира на токовима Расине (станице Бивоље, Лепенац и Ботурићи) и Блаташнице (станица Блаце). Према последњем извештају из 2019. године, анализа квалитета наноса обухватила је период мерења 2012–2017 година. Међутим, мониторинг квалитета суспендованог и вученог наноса, тј. концентрације неких штетних микроелемената и других загађујућих материја у наносу брдско-планинских водотокова, није вршен. Стандарди квалитета вода и наноса су одређени законом, али без одређеног режима узорковања. Електропривреда Србије је одговорна за мониторинг таложења у акумулацијама хидроелектрана на Дрини.

Закон о водама Републике Србије („Службени гласник РС“, бр. 95/2018), који треба да буде усаглашен са Европском директивом о водама, уређује правни статус вода и интегрално управљање водама, водним земљиштем и водним објектима, али и речним наносом. У Закону о водама, постоји члан којом се дефинише нанос, али се експлицитно не наводи као извор загађења вода, већ је дефинисано водно земљиште на коме може постојати извор загађења који потенцијално може представљати ризик за контаминацију наноса. Међутим, наводи се да се критеријуми за оцену квалитета наноса утврђују као граничне вредности загађујућих материја, за оцену статуса и тренда његовог квалитета, и стандарда квалитета животне средине.

2.5 Критеријуми за процену квалитета земљишта и наноса

Погоршање квалитета воде који ограничава њену употребу, повећава се растом популације, социоекономским развојем, и смањеним капацитетом земљишта да задржи и филтрира воду услед различитих деградационих процеса. Широм света, полутанти се транспортују од изворишних тачака па до ушћа великих река у мора и океане, и углавном су антропогеног извора. Утицај и последице таквих процеса су све израженији а екосистеми озбиљно угрожени (Maanan et al., 2014).

Значајну улогу у уделу годишњег транспорта тешких метала, пестицида, фосфора и многих других загађујућих материја из индустрије, попут полицикличних ароматичних угљоводоника, полихлорованих бифенила, диоксида и фурана, имају ситне честице суспендованог наноса (прах и глина), а од 129 наведених полутаната, 65 % се углавном налазе или су искључиво повезани са наносом и биотом (Bartram and Balance, 1996; EPA, 2019). Програми за квалитет воде који су усмерени на истраживање фазе воде без фазе наноса изостављају најтоксичније полутанте. Ранији подаци у Северној Америци, показују да је 95 % годишњих количина фосфора који се транспортује рекама, везано за честице суспендованог наноса, док се органски микрополутанти углавном везују за органску компоненту суспендованог наноса, која се често односи на укупан органски угљеник (Bartram and Balance, 1996).

Проблеми еутрофикације језера и акумулација и транспорт нутријената и полутаната ка морима и океанима, постају уочљивији, а потреба за проценом и мониторингом квалитета наноса расте. Нажалост, институције које се баве квалитетом воде широм света, усмеравају мало или нимало пажње на квалитет суспендованог наноса због лоше дефинисаних циљева мониторинга, недостатка финансија, опреме и мањка експерата у области седиментологије, али и због актуелних програма који нису јасно дефинисани. Међутим, уколико би се циљеви мониторинга суспендованог наноса јасно дефинисали, то би значајно довело до повећања обима информација и њихове доступности органима управљања земљишним и водним ресурсима на локалном и регионалном нивоу. Мониторинг суспендованог и вученог наноса, треба да се базира пре свега на избору репрезентативних загађујућих материја, њиховој постојаности, адсорпцији и биоакумулацији, екотоксичности али и

величини речног слива и ефекта акумулације ових материја, дугорочно гледано (Petrović et al., 2007).

Пошто се загађујуће материје адсорбују на честице суспендованог наноса, оне се могу транспортовати и наћи на различитим локацијама, а њихова просторна дистрибуција представља комплексни задатак у процени квалитета животне средине. Акватични организми, а тиме и екосистем, могу бити угрожени полутантима преко контакта са наносом, међупросторном или површинском водом и/или усвајањем (ингестијом). Загађујуће материје у суспендованом наносу представљају углавном тренутно загађење док је у дубљим слојевима вученог наноса представљено историјско загађење. У процени тренутног статуса (квалитета), најрелевантнији слој представља први површински слој вученог наноса, као најскорије депонован материјал, а главни извор прихрањивања и/или суспстрат за организме који обитавају у/на наносу (Flück et al., 2010). Такође, рибе у својим ћелијама акумулирају различите органске загађиваче (нпр. PCB – полихлоровани бифенили), који представљају ризик у људској исхрани (Schmidt et al., 2010).

Проучавање квантитета, квалитета и карактеристика наноса у рекама значајно је у циљу одређивања извора, ефеката и последица деловања загађујућих материја на акватичне екосистеме. Постоје бројне директиве за квалитет наноса (SQG – Sediment Quality Guidelines) које су се развиле у последњих пар деценија, али како не постоји јединствени критеријум, многе државе су развиле сопствене стандарде. SQG вредности су представљене као прагови чијим превазилажењем је потребно иницирати даља истраживања у циљу процене ризика од загађења. SQG вредности за тешке метале које се користе широм света се веома разликују, и често нису засноване на истраживањима која дефинишу однос узрок-ефекат (Simpson Batley, 2003; Batley et al., 2005).

Методe за процену квалитета наноса које се користе у свету и Европи, се углавном базирају на хемијском приступу, тј. конатминација наноса се одређује поређењем измерених концентрација појединачних загађујућих материја са њиховим референтним (циљне, препоручене, квалитативне) или *background* вредностима („background“ - природно очекиване концентрације) (US EPA, 1987; Thomas, 1987).

Квалитет наноса у ширем смислу представља концентрацију одређене материје која има позитиван или негативни ефекат на ресурс вода, тј. критеријум за квалитет наноса је бројчана вредност концентрације неке материја која може имати позитивне, негативне или истовремено позитивне и негативне ефекте на биолошке ресурсе (Flück et al., 2010). Многе од савезних држава САД-а као и неке у Европи се ослањају на природни садржај (енг. *background*), које не могу дати очекивану везу са биодоступношћу одређених елемената. Иако су ове вредности важне у оквиру сваког истраживања, ретко да могу указати на границу где почињу негативни ефекти контаминације (Burton, 2002).

Иако не постоји прецизна дефиниција, у ужем смислу, квалитет наноса је мера тренутног стања суспендованог или вученог наноса у односу на неутрално стање једне или више биљних или животињских врста, човека или екосистемских потреба и функција. Капацитет специфичног типа земљишта да функционише унутар природних или наметнутих граница екосистема, да одржи биљну и животињску продуктивност, да сачува или повећа квалитет воде, ваздуха и подржи здравље и стандард људи (Белановић Симић, 2017), се дефинише као квалитет земљишта, и утиче и на квалитет наноса, и у интеракцији је са квалитетом

вода. Због нераскидиве везе наноса и земљишта, квалитет наноса се дефинише капацитетом да функционише унутар природних граница, и да потенцијално не угрожава развој биљног и животињског света, као и квалитет вода.

Према смерницама за квалитет река и океана на подручју Аустралије и Новог Зеланда, постоје подразумеване дозвољене вредности (Default Guideline Values) за квалитет наноса које подразумевају концентрације испод којих постоји низак ризик од јављања неприхватљивих (штетних, токсичних) ефеката. Ове вредности се користе за процену загађења и мера заштите акватичних и терестричних екосистема. Насупрот овим вредностима, постоје и горње вредности, граничне (GV – Guidelines Values) које указују на могуће токсичне ефекте (Anzess и Armcanz, 2000). У табели 2 су приказане подразумеване (default) и горње дозвољене вредности концентрације одређених метала и металоида у наносу за подручје Аустралије и Новог Зеланда (Anzess и Armcanz, 2000).

Табела 2 – Ревидоване вредности према SQG за квалитет наноса за Аустралију и Нови Зеланд (Anzess и Armcanz, 2000).

| Критеријум квалитета | Sb | Cd | Cr | Cu | Pb | Hg | Ni | Ag | Zn | As |
|----------------------|----|-----|-----|-----|-----|------|----|----|-----|----|
| DGV | 2 | 1,5 | 80 | 65 | 50 | 0,15 | 21 | 1 | 200 | 20 |
| GV | 25 | 10 | 370 | 270 | 220 | 1 | 52 | 4 | 410 | 70 |

DGV - Default Guideline Values; GV – Guidelines Values

Утврђивање одговарајућих и јединствених критеријума значајно је са аспекта потребних финансија, средстава и напора, са циљем уклањања или чишћења контаминираног наноса, како би се одржао или побољшао квалитет екосистема.

Постојећи критеријуми за квалитет наноса, и одговарајући приступи за њихово дтерминисање су и поред великих напора значајно неусклађени, што је јасно истакнуто. Неки од критеријума који се тренутно користе, и који су дефинисани за одређени регион, земљу или за потребе рада међународних тела, су дати у табели 3 (Flück et al., 2010).

Дефинисање критеријума за квалитет наноса, представља изазов, у смислу предности и недостатака, који морају бити лако уочљиви. Вредности критеријума, могу варирати у погледу процене контаминације наноса. Резултати могу бити лажно позитивни, када концентрација загађујуће материје указује на присуство контаминације, иако је нема, и лажно негативни резултат, када је садржај загађујуће материје испод задатих вредности могуће контаминације, иако је штетан ефекат на живи свет у датом екосистему присутан (Burton, 2002).

У табели 4 су дати примери вредности критеријума за квалитет наноса према различитим институцијама/програмима.

Сви критеријуми се према приступу могу сврстати у две групе. Прву групу чине критеријуми који се дефинишу на основу хемизма наноса, и врши се њихова компарација

са задатим референтним концентрацијама, док другу групу чини приступ који дефинише ефекат контаминације наноса на организме у акватичном екосистему.

Табела 3 – Критеријуми квалитета наноса према различитим изворима

| Држава/Институција | Критеријум квалитета |
|---|---|
| Белгија <i>Фламанска агенција за заштиту животне средине</i> | RV – референтне вредности |
| Европа <i>Технички водич за процену ризика (ЕС, 2003)</i> | PNEC _{sed} – предиктоване концентрације без могућег штетног ефекта |
| Европа <i>Директива о водама</i> | QS _{sed} – стандарди квалитета за нанос |
| Холандија <i>Стандарди за квалитет наноса</i> | TV – циљне вредности MPC – максимално дозвољене концентрације IT – граничне вредности за спровођење мера интервенције |
| Француска <i>Систем евалуације квалитета воде</i> | Критеријум квалитета 2 вредности |
| Канада <i>Канадско веће министара за животну средину</i> | ISQG – привремене смернице за квалитет наноса |
| ICPR <i>Међународна комисија за заштиту Рајне</i> | ICPR _{Ro} – референтни циљеви |
| US EPA <i>Регион 3</i> | SSB - реперне контролне вредности |
| Употреба широм света <i>MacDonald, 2000</i> | TEC – гранична вредност са ефектима PEC – вероватан ниво ефеката |

У законодавству Републике Србије не постоји посебно дефинисан акт који уређује проблематику квалитета наноса, континуираним мониторингом загађујућих материја у суспендованом наносу и утицај на акватичне и терестричне екосистеме. Спровођење мера и процедура у циљу смањења контаминација наноса, крећу од три законска акта којима се дефинишу граничне вредности за поједине загађујуће материје. То су Закон о заштити земљишта Републике Србије ("Сл.гласник РС", бр. 112/2015), Закон о заштити животне средине ("Сл.гласник РС", бр. 135/2004, 36/2009, 36/2009 – др. закон, 72/2009 – др.закон, 43/2011 – одлука УС, 14/2016, 76/2018, 95/2018 – др. закон и 95/2018 – др. закон) и Закон о водама ("Сл.гласник РС", бр. 30/2010, 93/2012, 101/2016, 95/2018 и 95/2018 – др. закон).

Табела 4 – Примери вредности критеријума за квалитет наноса

| Критеријум квалитета | Cu | Hg | Ni | Zn |
|----------------------|---------------------|-----------|-----------|------|
| | mg·kg ⁻¹ | | | |
| Холандија | 20 | 0,10 | 28 | 168 |
| PNEC _{sed} | 0,8 | 0,47 | 2,94(3,2) | 37 |
| Q _{Ssed} | * | 0,67(9,3) | - | * |
| Француска | 31 | 0,2 | 22 | 120 |
| Канада | 35,7 | 0,17 | - | 123 |
| ICPR _{RO} | 50 | 0,5 | 50 | 190 |
| ТЕС | 31,6 | 0,18 | 22,7 | 121 |
| Швајцарска | 27,4 | 0,14 | 30,8 | 86,3 |
| OSol | 40 | 0,5 | 50 | 150 |

- Не постоје израчунате вредности

* Није супстанца од приоритете важности

OSol – вредности за земљишта Швајцарске

У Србији се за процену квалитета наноса користи методологија, чији критеријуми указују на екотоксиколошки значај, а преузети су из других земаља. Како би се спречило погоршање квалитета воде и животне средине, одређују се посебни физичко-хемијски параметри и граничне вредности загађујућих материја, а дефинисани су Уредбом о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање (у даљем тексту „Уредба 1“) („Сл.гласник РС“ бр.50/2012), што представља први приступ дефинисања критеријума. Према овом приступу користе се и вредности према препорукама Међународне комисије за заштиту Дунава (ICPDR). У табели 5 приказане су граничне вредности за оцену статуса и тренда квалитета наноса према Уредби 1 и ICPDR-у.

Табела 5 – Граничне вредности за оцену статуса и тренда квалитета седимента

| Критеријум квалитета | As | Cd | Cr | Cu | Hg | Pb | Ni | Zn |
|------------------------------------|---------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| | mg·kg ⁻¹ | | | | | | | |
| Циљна вредност | 29 | 0,8 | 100 | 36 | 0,3 | 85 | 35 | 140 |
| Максимално дозвољена концентрација | 42 | 6,4 | 240 | 110 | 1,6 | 310 | 44 | 430 |
| Ремедијациона вредност | 55 | 12 | 380 | 190 | 10 | 530 | 210 | 720 |
| ICPDR | 20 | 1,2 | 100 | 60 | 0,8 | 100 | 50 | 200 |

Критеријуми квалитета у зависности од концентрације загађујуће материје могу указати на различите нивое ефекта контаминације, што представља други приступ дефинисања критеријума. Овакав приступ (Burton, 2002) поставља два гранична нивоа: један испод ког се негативни ефекти ретко јављају (ниво најнижег ефекта - LEL; ниво граничног ефекта - TEL; низак ниво ефекта - ERL; граница минималног ефекта - MET; концентрација граничног ефекта - TEC) а други изнад кога се негативни ефекти највероватније могу јавити (ниво озбиљног ефекта - SEL; ниво вероватног ефекта - PEL; средњи ниво ефекта - ERM;

граница токсичног ефекта – ТЕТ; концентрација вероватног ефекта – PEC). У табели 6 су дате вредности критеријума према приступу могућег ефекта.

Прегледом дефинисаних критеријума за квалитет наноса у Европи и свету, изводи се општи закључак да недостаје хармонизација и да постојање различитих критеријума за квалитет наноса јесте резултат различитих метода извођења, али и различитих категорија загађености наноса и вода.

Табела 6 – Критеријуми за процену квалитета наноса за метале (MacDonald et al., 2000)

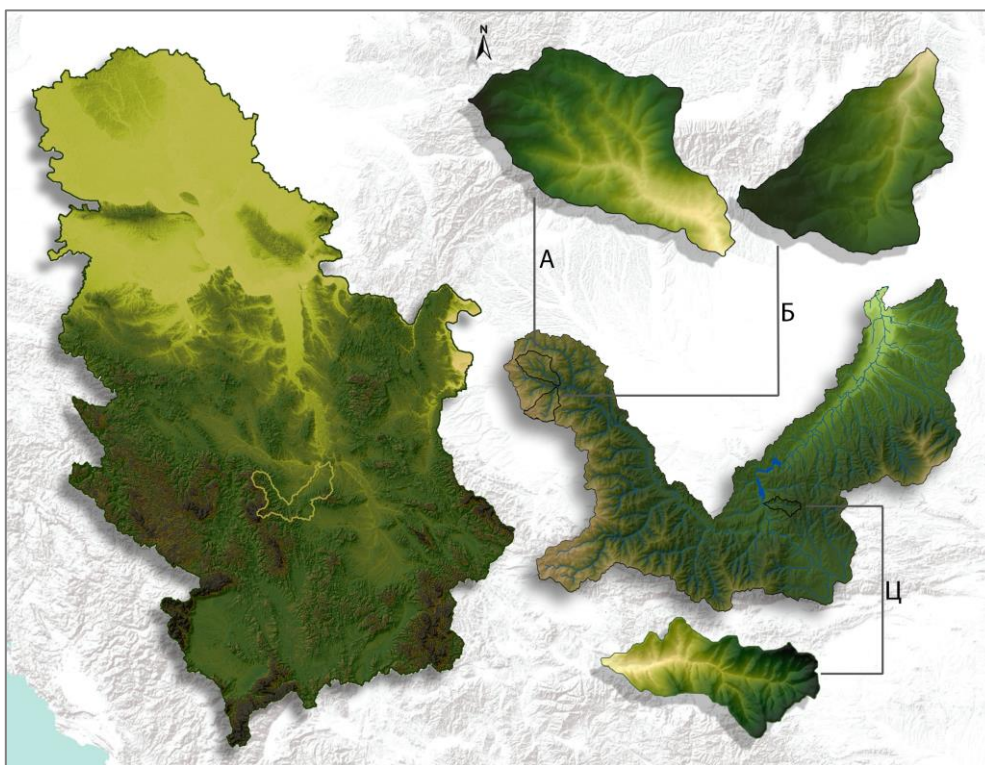
| Критеријум квалитета | As | Cd | Cr | Cu | Pb | Hg | Ni | Zn |
|-------------------------|---------------------|------|------|------|------|-------|------|-----|
| | mg·kg ⁻¹ | | | | | | | |
| TEL | 5,9 | 0,6 | 37,3 | 35,7 | 35 | 0,17 | 18 | 123 |
| ERL | 33 | 5 | 80 | 70 | 35 | 0,15 | 30 | 120 |
| LEL | 6 | 0,6 | 26 | 16 | 31 | 0,2 | 16 | 120 |
| MET | 7 | 0,9 | 55 | 28 | 42 | 0,2 | 35 | 150 |
| TEC | 9,79 | 0,99 | 43,4 | 31,6 | 35,8 | 0,18 | 22,7 | 121 |
| PEL | 17 | 3,53 | 90 | 197 | 91,3 | 0,486 | 36 | 315 |
| ERM | 85 | 9 | 145 | 390 | 110 | 1,3 | 50 | 270 |
| TET | 17 | 3 | 100 | 86 | 170 | 1 | 61 | 540 |
| SEL | 33 | 10 | 110 | 110 | 250 | 2 | 75 | 820 |
| PEC | 33 | 4,98 | 111 | 149 | 128 | 1,06 | 48,6 | 459 |
| ICPDR | 20 | 1,2 | 100 | 60 | 100 | 0,8 | 50 | 200 |

3 ОСНОВНЕ КАРАКТЕРИСТИКЕ ПРОУЧАВАНОГ ПОДРУЧЈА

3.1 Просторни положај проучаваног подручја

Проучавано подручје представља слив реке Расине која се налази у централном делу Републике Србије (слика 1). Расина је десна притока Западне Мораве, са површином слива од 981 km² и дужином тока од 92 km. Настаје на падинама Гоча и Жељина од изворишних кракова Врањуше и Поломске реке, на надморској висини од 1305 m, а улива се у Западну Мораву 5 km низводно од града Крушевца, са просечним падом корита од 11,3 ‰. У циљу заштите акумулације Ђердап од засипања наносом, заштите од поплава као и за потребе водоснабдевања шире околине у Поморављу, 1979. године изграђена је брана и формирана акумулација Ђелије. До бране, површина слива износи 610 km², а Расина има 20 притока, од којих је једина лева притока, река Загржа, у горњем делу слива. Слив има развијену хидрографску мрежу, са просечном густином од 0,55 km·km⁻². Слив се простира између 43°34,39' и 43°15,46' северне географске ширине и између 21°28,31' и 20°45,92' источне географске дужине, неправилног је облика, изражене асиметрије, са два основна крака која се простиру у правцу североисток-југозапад и северозапад-југоисток. Висинска зона од 136 до 1930 метара надморске висине са просечном вредношћу од 615 метара, указује на различите рељефне карактеристике овог слива.

За потребе истраживања, издвојена су три микрослива: Поломске, Рогавске и Богишке реке, с циљем да репрезентују цело подручје слива реке Расине. Такође, издвојени микросливи, поред мерења проноса наноса, служе за калибрацију WaTEM/SEDEM модела, а основне физичко-географске карактеристике су приказане у табели 7.



Слика 1 – Просторни положај сливова Поломске (А), Рогавске (Б) и Богишке реке (Ц)

Поломска река се налази у горњем делу слива Расине (слика 1-А). Настаје од Бурмаске реке и Гарешнице, тако да је дужина тока Поломске реке свега 2,5 km, док је хидраулички најдужи ток 7,9 km. Слив се простире између 43°30,35' и 43°32,67' северне географске ширине и између 20°47,17' и 20°51,40' источне географске дужине, елипсастог облика, неправилне симетрије и оријентисан у правцу северозапад-југоисток. Просечан пад терена у сливу је 32,94 %, висинског распона од 710 до 1360 метара и просечном надморском висином од 978 метара. Заједно са реком Врањушом формира Расину, само 3,5 km јужно од врха Љуктен (Гоч, 1216 mnm) који се налази у североисточном делу слива Поломске реке. Слив има површину од 12,04 km², са обимом од 16,54 km. Апсолутни пад корита Поломске реке је 6,51 %.

Табела 7 – Основне физичко-географске карактеристике проучаваних микрослива

| | | Поломска река | Рогавска река | Богишка река |
|---|--------------------------|------------------|------------------|-----------------|
| Површина слива | A (km ²) | 12,04 | 9,6 | 5,02 |
| Обим слива | O (km) | 16,54 | 14,73 | 12,37 |
| Кота на вододелници по правцу хидраулички најдужега тока | K _v (mnm) | 1360 | 1778 | 725 |
| Најнижа тачка на сливу | K _u (mnm) | 710 | 720 | 275 |
| Дужина слива по главном току | L (km) | 7,9 | 7,78 | 5,17 |
| Одстојање од тачке у речном кориту, која је најближа тежишту слива, до излазног профила | L _c (km) | 3,63 | 3,34 | 2,86 |
| Апсолутни пад (нагиб) корита | I _a (%) | 6,51 | 11,7 | 7,05 |
| Уравнати пад корита | I _u (%) | 4,23 | 8,55 | 5,23 |
| Средњи нагиб терена на сливу: | I _{sr} (%) | 32,94 | 36,1 | 35,5 |
| Средња надморска висина слива | H _{sr} (mnm) | 978 | 1152 | 504 |
| Средња висинска разлика | D (m) | 268 | 375 | 229 |
| Густина хидрографске мреже | G (km·km ⁻²) | 1,42 | 0,83 | 1 |

Рогавска река је притока Врањуше која са Поломском реком формира Расину. Слив је неправилног троугаоног облика и асиметрије (слика 1-Б), површине 9,6 km² и дужином вододелнице од 14,73 km, у висинској зони између 720 и 1778 метара надморске висине, са просечном вредношћу од 1152 метра. Географски положај слива заузима подручје између 43°28,01' и 43°30,29' северне географске ширине и између 20°48,25' и 20°51,58' источне географске дужине, оријентисан у правцу североисток-југозапад. Ток Рогавске реке је дуг 6 km, са хидраулички најдужим током од 7,78 km. Апсолутни пад речног корита је 11,7 %.

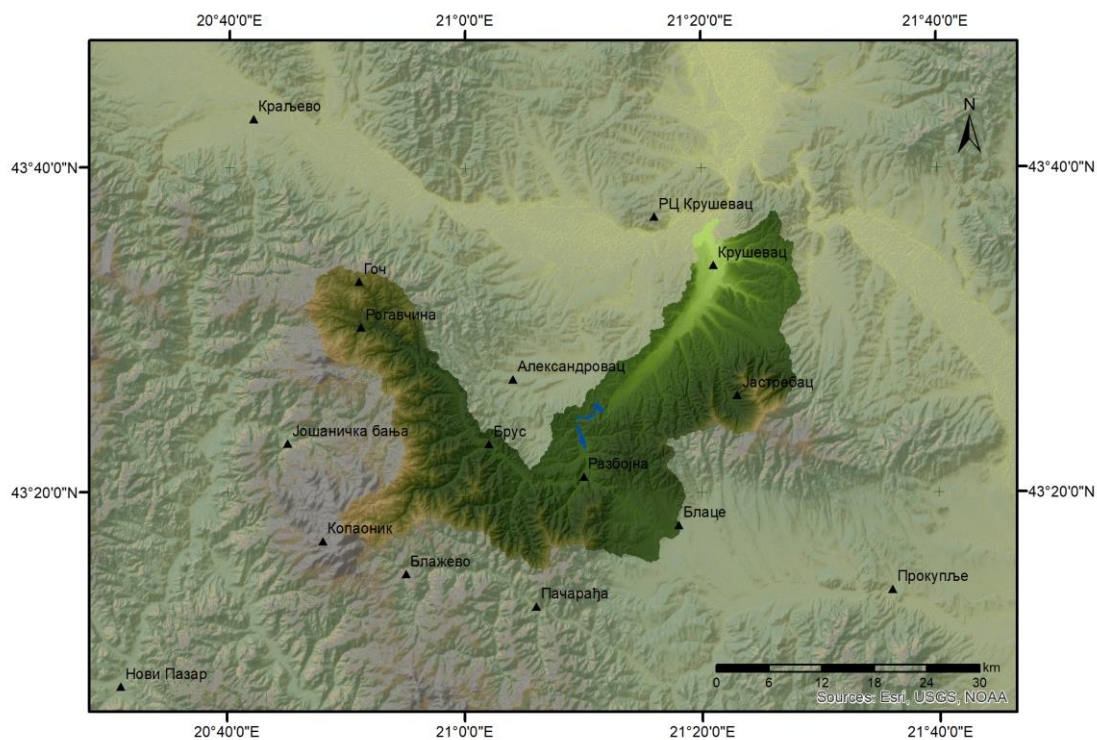
Богишка река се налази у средњем току реке Расине, са површином слива од 5,02 km², и дужином вододелнице од 12,37 km. Слив је неправилног елипсастог облика, оријентисан у правцу исток-запад, асиметричан (слика 1-Ц). Налази се у висинској зони од 275 до 725 метара надморске висине са просечном вредношћу надморске висине од 504 метара. Слив

Богишке реке се географски простире између $43^{\circ}21,85'$ и $43^{\circ}23,00'$ северне географске ширине и између $21^{\circ}9,96'$ и $21^{\circ}13,37'$ источне географске дужине. Богишка река је дуга 4,32 km, са најдужим хидрауличким током од 5,17 km. Апсолутни пад речног корита је 7,05 %.

3.2 Метеоролошко-климатске карактеристике проучаваног подручја

На проучаваном подручју заступљена је умерено-континентална клима, са елементима планинске климе на вишим надморским висинама. Климатски параметри у оквиру проучаваног подручја су одређени на основу анализе података са 15 метеоролошких станица које се налазе на сливу или су у непосредној близини проучаваног подручја, а преузети су са сајта Републичког Хидрометеоролошког Завода Републике Србије (РХМЗ).

Подаци о температурама и падавинама су узети са следећих станица: Александровац, Блаце, Блажево, Брус, Гоч, Јастребац, Јошаничка Бања, Копаоник, Краљево, Крушевац, Нови Пазар, Пачарађа, Прокупље, Разбојна, РЦ Крушевац за период 1961–2011 година, као и мерене падавине у селу Рогавчина за период 2015–2016 година. Просторни положај метеоролошких станица приказан је на карти (слика 2).



Слика 2 – Положај метеоролошких станица Расинског округа

3.2.1 Температура ваздуха

Проучавано подручје се карактерише великим варијабилитетом у погледу климатских параметара. Због специфичног простирања, температура значајно варира како у зависности од надморске висине, тако и услед хетерогене рељефне конфигурације (слика 3).

Средња годишња температура ваздуха проучаваног подручја је 9,8 °С. Анализа података показује да је најнижа средња температура у југозападном делу слива, на Копаонику, са просечном вредношћу од 4,2 °С, док се највиша средња температура бележи у околини Крушевца и Краљева са просечном вредношћу од 11,8 °С. Најхладнији месеци су јануар и децембар, а најтоплији месеци су јул и август. Средње месечне температуре ваздуха за метеоролошке станице су приказане у табели 8.

Уколико се посматра температура ваздуха микрослива, примећује се разлика између средњег и горњег дела слива Расине.

Табела 8 – Средње месечне и годишње вредности температуре ваздуха (°С) за период 1961–2016 година

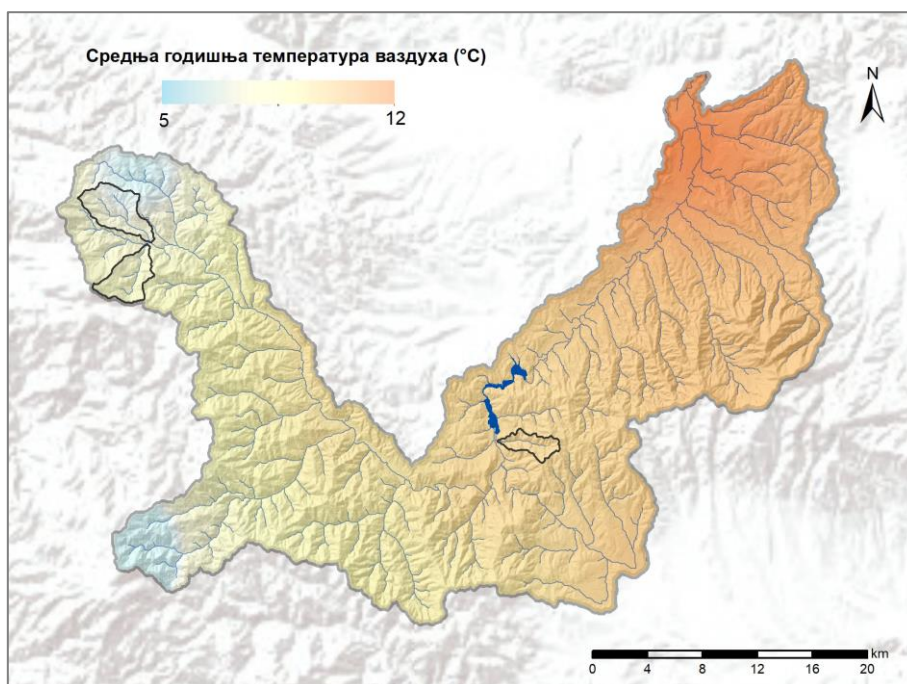
| Метеоролошке станице | јан | феб | мар | апр | мај | јун | јул | авг | сеп | окт | нов | дец | год. |
|----------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|-----|------|------|
| Александровац | 0,8 | 2,4 | 6,9 | 11,5 | 16,1 | 19,5 | 21,6 | 21,8 | 16,9 | 12,0 | 6,8 | 1,4 | 10,8 |
| Блаце | -0,2 | 1,6 | 5,7 | 10,7 | 15,3 | 18,7 | 20,7 | 20,7 | 15,8 | 10,8 | 6,0 | 0,7 | 10,4 |
| Блажево | -0,2 | 0,5 | 3,9 | 8,4 | 12,8 | 16,3 | 18,2 | 18,3 | 13,9 | 9,7 | 5,3 | 0,3 | 8,6 |
| Брус | -0,2 | 1,2 | 5,2 | 10,2 | 14,7 | 18,3 | 19,9 | 19,8 | 15,1 | 10,3 | 5,3 | 0,6 | 10,1 |
| Гоч | -0,9 | -0,7 | 3,1 | 7,6 | 12,4 | 15,8 | 17,7 | 17,6 | 13,0 | 8,8 | 5,1 | -0,4 | 7,6 |
| Јастребац | 0,7 | 2,4 | 6,6 | 11,7 | 16,4 | 19,9 | 21,9 | 21,7 | 16,6 | 11,5 | 6,7 | 1,5 | 10,5 |
| Јошаничка Бања | -0,2 | 1,2 | 5,3 | 9,8 | 14,2 | 17,9 | 19,8 | 19,7 | 15,2 | 10,8 | 5,8 | 0,5 | 9,5 |
| Копаоник | -4,3 | -4,4 | -2,0 | 2,3 | 7,3 | 11,1 | 13,2 | 13,4 | 8,8 | 5,1 | 0,9 | -3,4 | 4,2 |
| Краљево | 0,7 | 2,8 | 7,1 | 12,0 | 16,9 | 20,0 | 22,3 | 22,1 | 17,0 | 11,9 | 6,8 | 1,5 | 11,5 |
| Крушевац | 0,6 | 2,6 | 7,0 | 12,0 | 16,8 | 20,5 | 22,4 | 22,1 | 17,0 | 11,8 | 6,8 | 1,5 | 11,5 |
| Нови Пазар | -0,2 | 1,6 | 5,6 | 10,0 | 14,6 | 18,4 | 20,3 | 20,2 | 15,6 | 10,6 | 5,5 | 0,4 | 10,3 |
| Пачарађа | 0,2 | 1,4 | 5,7 | 10,4 | 15,1 | 18,7 | 20,6 | 20,8 | 15,7 | 11,2 | 5,7 | 1,3 | 9,8 |
| Прокупље | 0,0 | 1,8 | 6,5 | 11,1 | 16,0 | 19,7 | 21,7 | 21,6 | 16,5 | 11,7 | 6,3 | 1,5 | 11,4 |
| РЦ Крушевац | 0,6 | 2,5 | 6,7 | 11,8 | 16,5 | 20,1 | 22,3 | 22,4 | 17,2 | 11,8 | 7,1 | 1,3 | 11,1 |

У сливу Полумске реке средња температура ваздуха је 8 °С, са просечном минималном од 3,7 °С и просечном максималном температуром од 12,2 °С, при чему се температура смањује у правцу југоисток-северозапад, са знатним утицајем Гоча са севера. Најтоплији месец у сливу Полумске реке је август са просечном максималном температуром од 22,5 °С, док је најхладнији јануар са просечном минималном температуром од -4,3 °С.

Слив Рогавске реке, који се по положају и рељефним карактеристикама не разликује много од слива Полумске реке, карактерише се средњом температуром ваздуха од 8,7 °С. Просек минималних температура на годишњем нивоу у сливу Рогавске реке је 3,9 °С, док је

просечна максимална температура око 13,4 °C. Најхладнији месец је јануар, док је најтоплији август.

У средњем делу слива Расине, по температурним карактеристикама, слив Богишке реке се налази под утицајем умереније климе. Средња температура ваздуха у сливу је 10,3 °C, са просеком минималних температура ваздуха од 4,6 °C и просеком максималних вредности температуре од 15,9 °C. Најхладнији месец у сливу Богишке реке је јануар, док је месец са највишим температурама август.



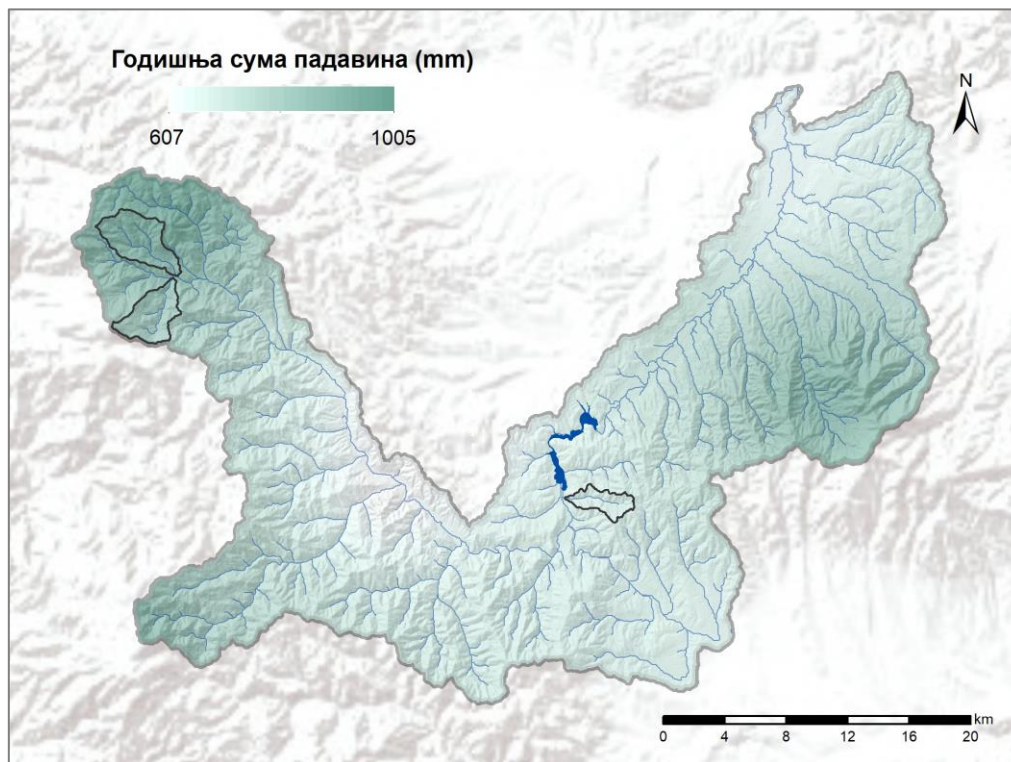
Слика 3 – Средња годишња температура ваздуха за период 1961–2016 године

3.2.2 Режим падавина

Анализа података из метеоролошких годишњака показује да је проучавано подручје карактеристично по умереним вредностима годишњих количина падавина, са значајним разликама у режиму падавина током године и у односу на надморску висину. С обзиром на то да су падавине незаобилазни параметар у свим моделима помоћу којих се врши прорачун годишњих губитака земљишта, веома је важно узети меродаван период у прорачуну фактора ерозивности. Вредности падавина су узете за период од 1961. до 2016. године. Средња годишња количина падавина у сливу Расине износи 754 mm, у распону од 600 mm у средњем и доњем делу слива, на нижим надморским висинама, па све до преко 1000 mm у брдско-планинским пределима, посебно изражено под утицајем планина Гоч, Копаоник и Јастребац (слика 4).

Поред ових података, у селу Рогавчина, у непосредној близини где се формира река Расина и где су најниже тачке сливова Полумске и Рогавске реке, постављен је кишомер где је

вршено мерење падавина за период 2015–2017, када је мерен и пронос наноса. Средња годишња количина падавина у сливовима Рогавске и Поломске реке износи 950 mm. Најближа кишомерна станица сливу Богишке реке, налази се у непосредној близини, у селу Разбојна, где је просечна годишња сума падавина 718 mm.



Слика 4 – Распоред падавина у сливу реке Расине

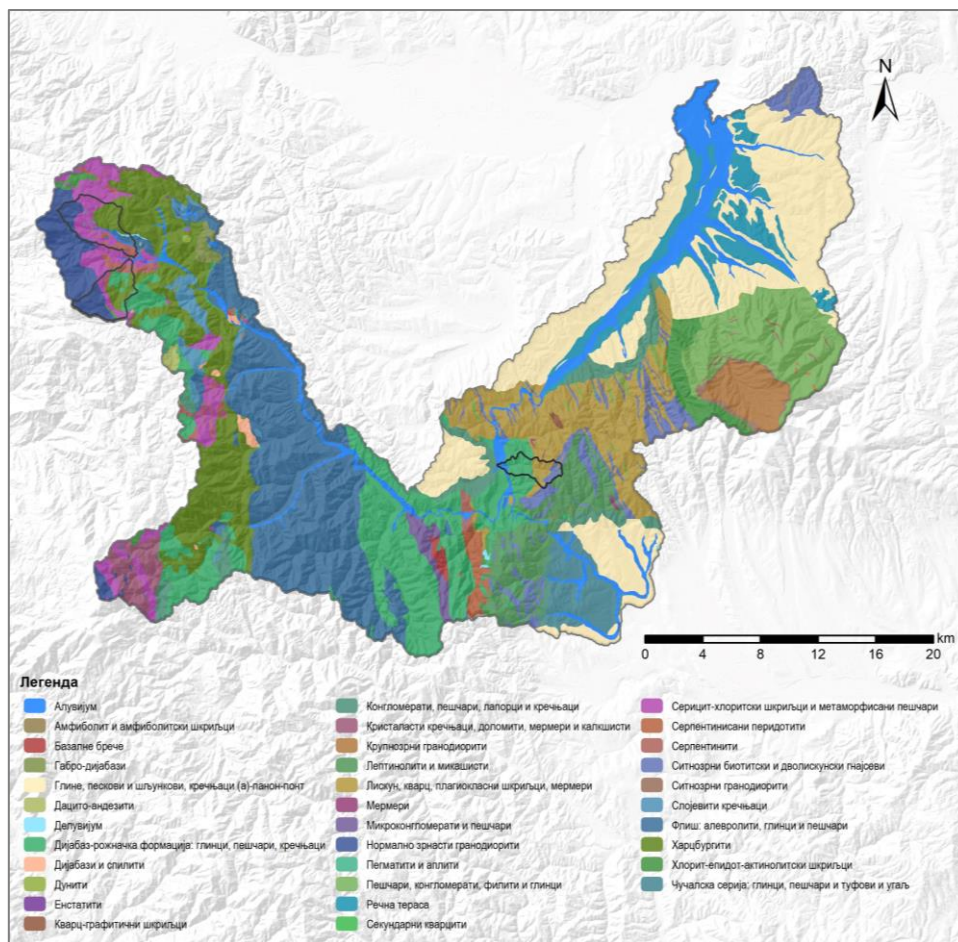
3.3 Геолошке и геоморфолошке карактеристике проучаваног подручја

3.3.1 Геологија терена у сливу Расине

Област проучавања обухвата делове Шумадије, Поморавља, јужне и југозападне Србије. Подаци о геолошким карактеристикама проучаваног подручја узети су са Основне геолошке карте СФРЈ, коју је израдио Завод за геолошка и геофизичка истраживања у Београду, а скенирање и референцирање Геолошки институт Србије, у размери 1:100000. Геолошке формације слива Расине, анализирани су према тумачима геолошке карте, за листове Врњци (К34-18), Крушевац (К34-19), Нови Пазар (К34-30) и Куршумлија (К34-31), и приказане на карти (слика 5).

У сложеној геолошкој грађи слива, најзаступљеније су формације из периода палеозоика, које чине кристални шкриљци, флишне формације из периода мезозоика, стенски комплекси из доба палеогена, као и неогене формације и квартарне наслаге. Северозападни и западни део слива Расине представљају планинску и високопланинску област са јаком дисекцијом и фином текстуром рељефа, којој припадају планински масиви Жељина, Гоча

и северни делови Копаоника (Урошевић и сар., 1966). Сложеност грађе овог дела слива, настала у интервалу од палеозоику до данас, огледа се у метаморфној серији жељинско-копаоничког антиклиноријума. У нижим деловима, заступљени су серицит-хлоритски шкриљци и метапешчари са појавама епидот-актинолитских шкриљаца и метабазита, док се у вишим деловима, срећу веће масе мермерисаних кречњака, мермера и ређе калкшиста. Веће делове Жељина, чине харцбургити, серпентинити и нормалнозрнасти гранодиорити. Дијабаз-ројначка формација, среће се на источним падинама Копаоника и Жељина (Урошевић и сар., 1966).



Слика 5 – Геолошке формације слива Расине

Централни део слива Расине представљен је стенским формацијама из периода креде и јуре. У грађи овог дела слива, највеће површине су под флишним творевинама, међу којима су најзаступљенији глинци, пешчари, лапорци и кречњаци, док велики део чине лептинолити и микашисти из прекамбријског периода и неогене творевине пешчара и конгломерата. Мање површине овог дела слива, чине серпентини и серпентинисани перидотити (Урошевић и сар., 1966).

Североисточни део слива, представљен је површинама које су под седиментним наслагама глина, пескова и шљункова, из периода неогена и квартара. Поред тога, најстарије

творевине представљају кристаласти шкриљци високог степена метаморфизма, седиментног порекла углавном (Урошевић и сар., 1966).

Слив Поломске реке, припада палеозојској серији серицит-хлоритских шкриљаца и метаморфисаних пешчара, које прекривају централни део слива у правцу север-југ. Западни део слива је под неогеним нормално зрнастим гранодиоритима. Јужни део слива Поломске реке карактерише се палеозојским творевинама серпентинита и харцбургита, који су само део веће стенске формације планине Гоч.

Највећи део слива Рогавске реке, југозападни део, чине нормално зрнасти гранодиорити из периода неогена, док централни део заузима формација палеозојске старости, коју чине харцбургити и серија серицит-хлоритских шкриљаца. Северни део слива, припада палеозојским калкшистима и мермерима, као и јурском дијабазу и глинцима и лапорцима дијабаз-рожначке формације.

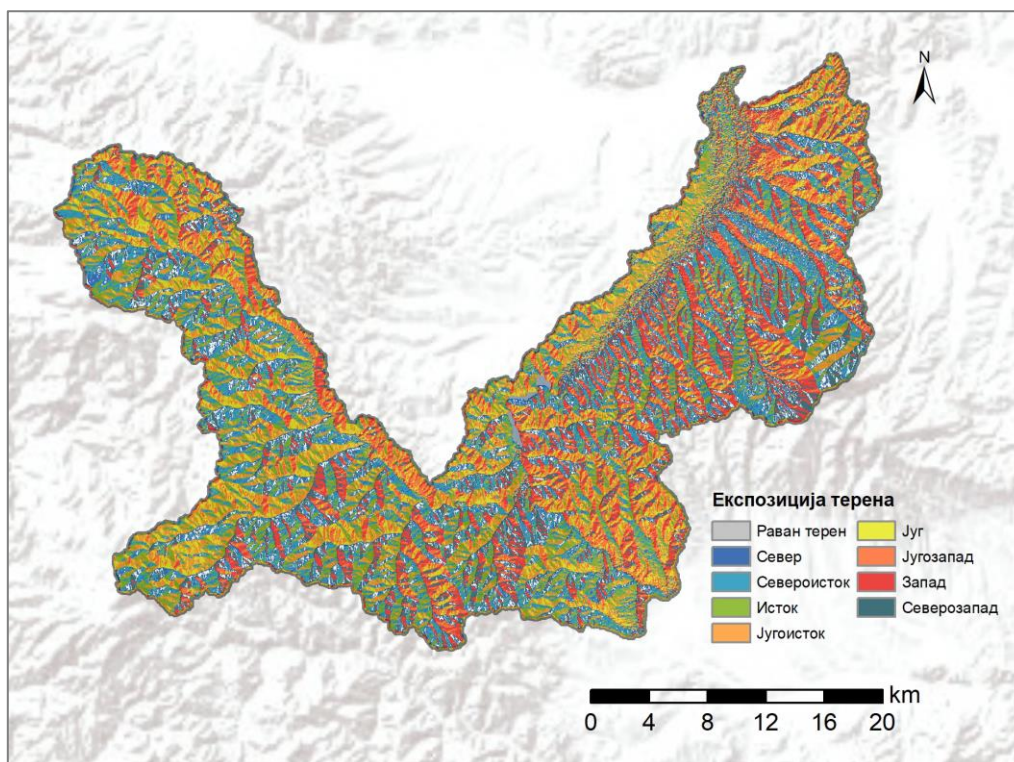
Геолошке творевине на подручју слива Богишке реке се смењују у правцу запад-исток, почев од прекамбријских лептинолита и микашиста под мањим површинама, затим лискуна, кварца и ситнозрних гнајсева из истог периода, који покривају половину површине слива. Источни део слива је под кредним творевинама флишних пешчара, лапораца и кречњака, док је део уз акумулацију Ћелије, представљен алувијумом.

3.3.2 Експозиција терена

Експозиција терена представља страну света којој је терен највише изложен (Раћерник, 2007). У сливу Расине, највећи проценат површина је окренут у правцу од североистока до истока (око 30 %). Најмање површина је окренуто југу (9,6 %) док само 0,28 % површина је представљено теренима без нагиба (слика 6). Процентуално учешће различитих експозиција нагнутих терена приказани су у табели 9.

Табела 9 – Процентуална расподела експозиција терена у сливу Расине

| Експозиција | Површина (%) | | | |
|--------------|--------------|----------|----------|---------|
| | Расина | Поломска | Рогавска | Богишка |
| Север | 13,0 | 7,9 | 12,7 | 16,2 |
| Североисток | 14,8 | 20,0 | 19,9 | 10,9 |
| Исток | 14,5 | 12,6 | 24,8 | 4,4 |
| Југоисток | 11,4 | 11,9 | 16,1 | 7,5 |
| Југ | 9,7 | 18,4 | 4,1 | 12,7 |
| Југозапад | 11,4 | 16,4 | 3,6 | 14,3 |
| Запад | 13,0 | 8,9 | 6,5 | 20,4 |
| Северозапад | 11,9 | 2,6 | 12,1 | 12,5 |
| Равни терени | 0,3 | 1,3 | 0,2 | 1,1 |



Слика 6 – Експозиција терена у сливу Расине

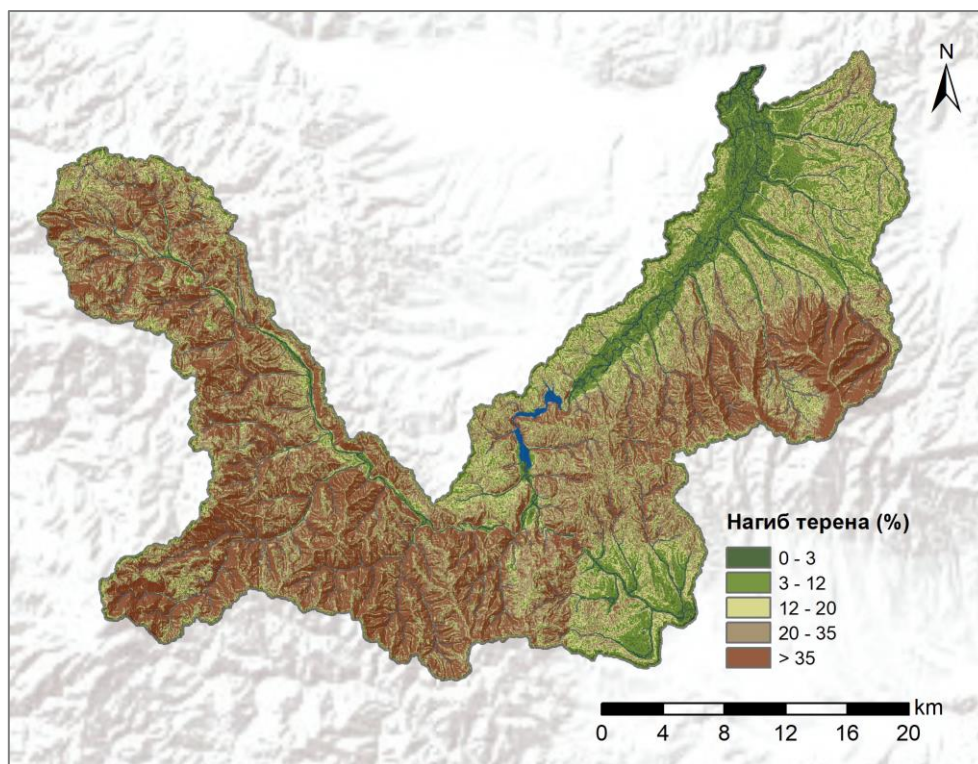
У сливу Поломске реке, највећи део површина окренут је у правцу југоисток-југозапад (46,7 %), са врло малим процентом равних терена (1,3 %). У сливу Рогавске реке, терен са нагибима окренутим истоку и североистоку има учешће од 44,7 %, док је је проценат површина које нису изложене ниједној страни света (0,2 %). Од топлих експозиција, намање падина је окренуто југу и југозападу (4,1 и 3,6 %) а највише (16,1 %) југоистоку.

3.3.3 Нагиб терена

Нагиб терена је добијен из дигиталног модела надморских висина (DEM – Digital Elevation Model) који се рачуна као највећа промена у висини према одређеном хоризонталном растојању (резулација карте). Нагиб је један од параметара који улази у прорачун продукције ерозионог материјала и проноса наноса, и заједно са фактором ерозивности, доприноси највишим вредностима губитака (Panagos et al., 2015a). Класификација нагиба према UNEP/FAO приступу (Iaich et al., 2016) је приказана у табели 10 а просторни распоред на слици 7.

Просечна вредност нагиба слива Расине је 26,6 % што је карактеристика врло стрмих нагиба. Према датој класификацији, око 22 % слива припада категоријама благих и умерених нагиба, углавном у долини Расине, непосредно узводно од акумулације Ђелије и низводно, све до ушћа Расине у Западну Мораву. Благим и умереним нагибима припадају и горњи део слива Блаташнице, као и висоравни. Скоро две трећине слива припада категорији врло стрмих и екстремних нагиба (> 20 %), средње надморске висине од 681 m.

У сливу Поломске реке, највећи проценат заузимају врло стрме и екстремно нагнуте површине са учешћем од 36,5 и 46,7 % док благо нагнуте и равне површине заузимају свега 3,3 %.



Слика 7 – Нагиб терена у сливу Расине

У сливу Рогавске реке, веома мали проценат површина заузимају равне и благо нагнуте површине (1,3 %), док екстремно нагнуте површине, са нагибом од преко 35 % карактеришу 51,2 % површине слива. Богишка река има сличан процентуални распоред категорија нагиба, упркос томе што се налази у доњем делу слива Расине. Половина слива Богишке реке има врло стрме нагибе, а само 3,7 % је под благо нагнутим или равним тереном.

Табела 10 – Класификација нагиба у сливу Расине (према UNEP/FAO приступу)

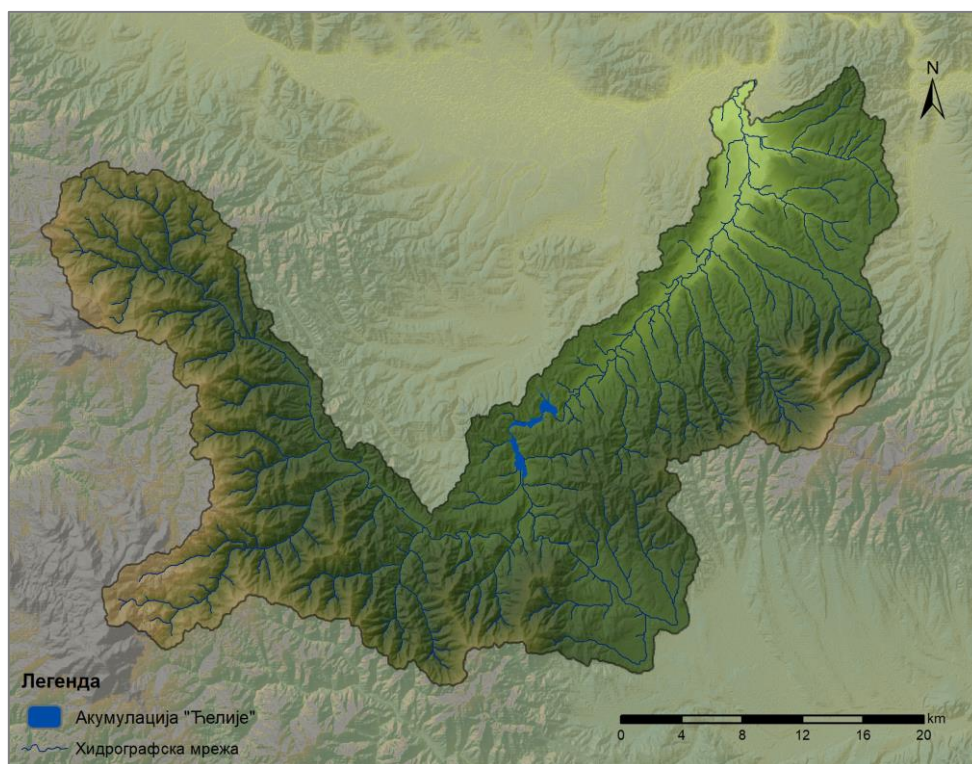
| Категорија | Распон (%) | Опис | Површина (%) | | | |
|------------|------------|----------------------|--------------|----------|----------|---------|
| | | | Расина | Поломска | Рогавска | Богишка |
| I | 0 – 3 | раван до благи нагиб | 4,4 | 3,3 | 1,3 | 3,7 |
| II | 3 – 12 | умерени нагиб | 17,7 | 4,0 | 2,6 | 5,2 |
| III | 12 – 20 | стрми нагиб | 17,6 | 9,6 | 8,7 | 8,1 |
| IV | 20 – 35 | врло стрми нагиб | 30,5 | 36,5 | 36,3 | 32,1 |
| V | > 35 | екстремни нагиб | 29,8 | 46,7 | 51,2 | 50,9 |

3.4 Хидролошке карактеристике проучаваног подручја

Имајући у виду сложену геолошку грађу, климатске и рељефне карактеристике, слив Расине се одликује густом мрежом водотокова, нарочито у брдско-планинској зони. Расина припада сливу Западне Мораве, тј. црноморском сливу и њена је десна притока.

Расина до села Разбојна, тече клисурастом долином, да би до ушћа у акумулацију Ћелије, речни ток био плитак и широк. Акумулација Ћелије се протеже Златарском котлином, са неколико укљештених меандара, а од бране, Расина тече широком долином, све до улива у Западну Мораву. Расина има 20 значајних притока узводно од акумулације Ћелије, од којих је само река Загржа лева притока, у горњем делу слива, док су остале, десне притоке. Најзначајније притоке су Блаташница, Грашевачка река и Батотска река. Низводно од акумулације, у Расину се улива 26 мањих водотока (Димитријевић и сар., 2007), од којих су најзначајније Наупарска и Ломничка река.

Густина речне мреже износи $0,73 \text{ km}\cdot\text{km}^{-2}$ (слика 8). С обзиром на веома изражене амплитуде протицаја, сматра се бујичним водотоком, са просечним протицајем од $9 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$, на уливу у Западну Мораву (Димитријевић и сар., 2007). Апсолутно максимални протицај на Расини забележен је у новембру 1979. године и износио је $291 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$, док је најмањи протицај забележен 15.7.1968. године и износио је $200 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$, уколико се изузме податак да је 1.8.1985. године, речно корито Расине било без протицаја (Димитријевић и сар., 2010). Ерозионим процесима је захваћено око 922 km^2 и продукује се око 473000 m^3 наноса (Лазаревић, 1998). Према Водопривредној основи Републике Србије из 2001. просечни протицај реке Расине на станици Бивоље је $9,3 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$, са максималним вредностима које иду до $405,2 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ (1%-на вероватноћа). Просечни вишегодишњи протицај на водомерној станици Брус износи $2,48 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ и $5,3 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ на водомерној станици Ћелије.



Слика 8 – Хидрографска мрежа слива Расине

Протицаји Поломске, Богишке и Рогавске реке раније нису мерени, док је процена интензитета ерозионих процеса, у сливовима, вршена за потребе научно-истраживачког пројекта „Заштита квалитета вода у акумулацији контролом ерозионих процеса у сливу“, који је финансирао Министарство науке Републике Србије (Костадинов и сар., 2010).

Поломска река је десна притока Расине, са сливом брдско-планинског карактера. Средњи пад слива је око 33 % док је уравнио пад тока око 4,23 %. Густина речне мреже је 1,42 km·km⁻². Слив је бујичног карактера, изражених ерозионих процеса. Око 52 % слива припада III категорији ерозије, 44,5 % припада IV категорији док свега 3,5 % припада другој категорији. Коефицијент ерозије износи 0,45. Продукција ерозионог материјала у сливу према Гавриловићу, износи 8729 m³·god⁻¹, и специфичним проносом наноса од 343 m³·km⁻² на годишњем нивоу (Костадинов и сар., 2010).

Слив Рогавске реке, има изражену брдско-планинску конфигурацију, са средњим падом око 36,1 %, и уравнио падом тока од 8,55 %. Густина хидрографске мреже је око 0,83 km·km⁻². Рогавска река је слив у коме доминира ерозија IV категорије, на око 60 % површине, док је ерозија II категорије заступљена на 40 % површине слива. Коефицијент ерозије износи 0,40. Слив Рогавске реке продукује око 5585 m³·god⁻¹, са специфичним проносом наноса од 307 m³·km⁻² на годишњем нивоу (Костадинов и сар., 2010).

Богишка река има слив брдског карактера, док мањи део слива, непосредно на ушћу Богишке реке у Расину, има елементе равничарског предела. Средњи пад слива Богишке реке је 35,5 %, са уравнио падом тока који износи 5,23 % и густином хидрографске мреже од око 1 km·km⁻². Богишка река има коефицијент ерозије 0,39 при чему је доминантна ерозија IV категорије, на око 63,1 % слива. Ерозиони процеси III категорије су процењени на 36,3 % површине слива, док је мање од 1 % површина изложено деловању ерозионих процеса V категорије. Специфичан пронос наноса Богишке реке износи 241 m³·km⁻²·god⁻¹, са укупном продукцијом ерозионог материјала од око 3000 m³·god⁻¹ (Костадинов и сар., 2010).

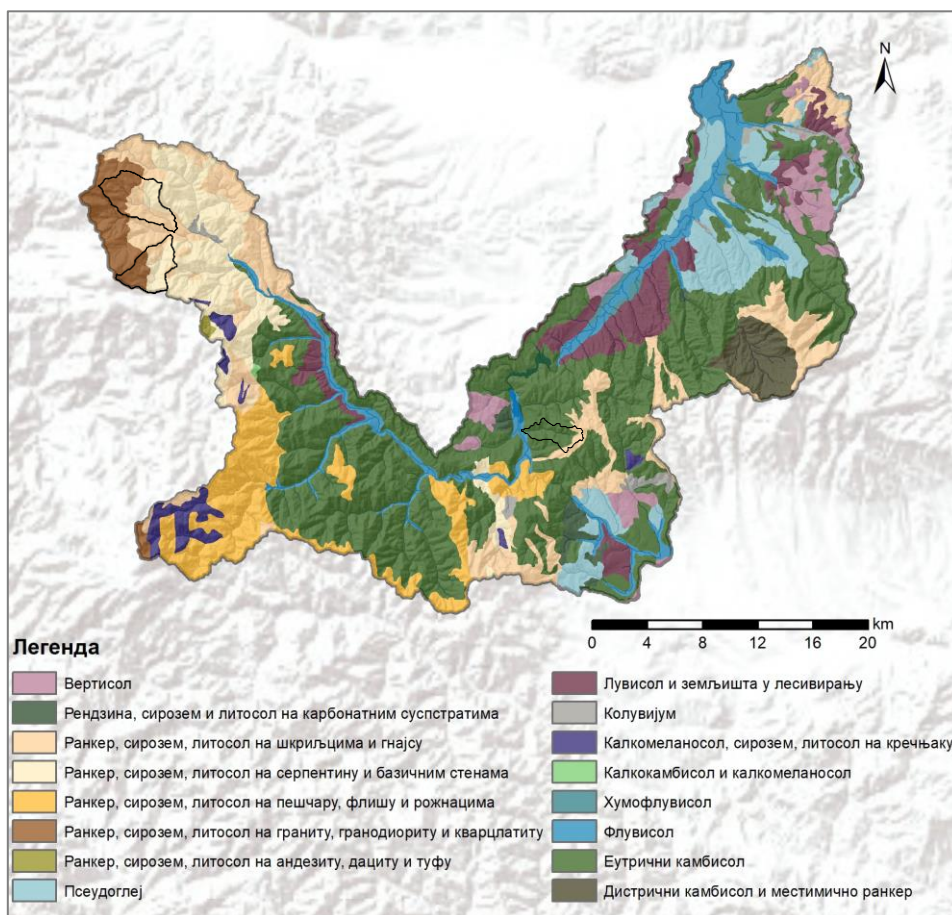
За потребе ове докторске дисертације, вршена су мерења протицаја и процене ерозионих процеса, а резултати су приказани у поглављу Резултати и дискусија.

3.5 Педолошке карактеристике проучаваног подручја

Земљиште представља природно тело и ресурс, настао под утицајем сложених биогеохемијских и физичких процеса, који се формира на површини земљине коре, подржава живот, има просторну и временску одредницу, те се може картирати у одговарајућој размери (Bhattachaeуа и Pal, 2015). Земљиште има веома велики значај у пружању екосистемских услуга (Кадовић, 2007). Према истраживањима Института за земљиште у Београду, издвојени су типови земљишта (слика 9, табела 11).

Педолошке творевине се према класификацији Škorić et al. (1985) могу поделити у следеће групе: у реду аутоморфних земљишта заступљена су неразвијена или слабо развијена земљишта (литосол, сирозем и колувијум), хумусно-силикатна земљишта (вертисол, ранкер,

рендзина и кречњачко-доломитна црница), камбична земљишта (еутрични камбисол, дистрични камбисол, калкокамбисол), елувијално-илувијална земљишта (лувисол и земљишта у лесивирању), док су у реду хидроморфних земљишта заступљена епиглејна (псеудоглеј), флувијална (флувисол) и семиглејна земљишта (хумофлувисол). Најзаступљенији су еутрични камбисол (39,68 %) и хумусно-силикатна земљишта (ранкери) на различитим матичним супстратима (30,59 %), затим псеудоглеј (6,79 %), флувисол (6,51 %), лесивирана земљишта (6,14) и вертисол (3,56 %), док су остала земљишта заступљена на мањим површинама.



Слика 9 – Педолошке творевине у сливу Расине

Камбична (смеђа) земљишта (*Cambisol*) су заступљена у свим климатима и простиру се од равних до планинских предела, и са широким опсегом вегетације. Матични супстрат је у слабом или умереном процесу распадања, а земљиште се карактерише присуством мањег садржаја лесивираних глина, органске материје и једињења алуминијума и гвожђа (FAO, 2014). На подручју слива Расине заузимају највеће површине (око 43 %).

Највећу заступљеност имају еутрична смеђа земљишта (*Eutric Cambisol*) која покривају око 40 % површине тј. око 38930 ха. Могу се формирати на различитим супстратима богатим базама, при чему рН вредност не иде испод 5,5 а zasiћеност базама је преко 50 % (Škorić i sar., 1985).

Кисела смеђа земљишта (*Dystric Cambisol*), су заступљена највише у доњем делу слива, на падинама планине Јастребац. Одликују се се киселом реакцијом, нижом од 5,5 рН јединица и засићеношћу базама испод 50 % (FAO, 2014). У сливу Расине, заузимају шумске површине од око 2376 ha или 2,4 %.

На сливу су присутни калкокамбисоли – смеђа земљишта на кречњаку (*Leptic Cambisol – (Eutric)*), са шумском вегетацијом, и великим опсегом распрострањања по питању надморске висине и климатских услова (Škorić i sar., 1985). У сливу Расине се налазе на мањим површинама (око 1,7 % или 1724 ha), са киселом реакцијом рН > 5,5 и иловастог су механичког састава.

Табела 11 – Педолошке творевине у сливу Расине према педолошкој карти Р Србије (1:50 000) (слика 9) (Институт за земљиште, Београд)

| Тип земљишта | Површина (ha) | Површина (%) |
|--|---------------|--------------|
| Еутрични камбисол | 38926 | 39,68 |
| Ранкер, сирозем, литосол на шкриљцима и гнајсу | 12090,92 | 12,13 |
| Ранкер, сирозем, литосол на пешчару, флишу и рожнацима | 8299,27 | 8,33 |
| Ранкер, сирозем, литосол на серпентину и базичним стенама | 7286,19 | 7,31 |
| Псеудоглеј | 6771,87 | 6,79 |
| Флувисол | 6486,95 | 6,51 |
| Лувисол и земљишта у лесивирању | 6120,61 | 6,14 |
| Вертисол | 3543,04 | 3,56 |
| Ранкер, сирозем, литосол на граниту, гранодиориту, кварцлатиту | 2698,85 | 2,71 |
| Дистрични камбисол и местимично ранкер | 2414,36 | 2,42 |
| Калкомеланосол, сирозем, литосол на кречњаку | 1752,23 | 1,76 |
| Колувијум | 1047,85 | 1,05 |
| Рендзина, сирозем и литосол на карбонатним супстратима | 987,68 | 0,99 |
| Хумофлувисол | 463,12 | 0,46 |
| Ранкер, сирозем, литосол на андезиту, дациту, туфу | 110,17 | 0,11 |
| Калкокамбисол и калкомеланосол | 39,21 | 0,04 |

Хумусно-силикатна земљишта – ранкери (*Leptosol*) представљају другу групу најраспрострањенијих земљишта у сливу, са око 30000 ha (око 30,6 %) површине, углавном на вишим надморским висинама на различитим матичним стенама, од базичних до екстремно киселих. Одликују се присуством охричног, умбричног или моличног А хоризонта, и грађом профила А-С, са количином хумуса од 5-15 %. Могу бити литични, реголитични, посмеђени и колувијални (Škorić i sar., 1985).

Смонице (*Vertisol*) су земљишта тешког механичког састава, која се по генези јављају на надморским висинама 200-600 mm. Имају слабо киселу до киселу реакцију, и неповољних су физичких својстава, са недовољном количином хранљивих материја (Škorić i sar., 1985).

На подручју слива Расине заузимају површине у средњем и доњем делу слива, на свега 3,55 % или око 3500 ha.

Рендзине (*Rendzic Leptosol*) покривају 972 ha тј. око 1 % површине слива Расине. Ова земљишта су се формирала на растреситим базичним стенама у средњем делу слива, на пешчарима, лапорцима, кречњацима, глинцима, што неповољно утиче на развој ерозионих процеса. Дубина земљишта је до 30 cm, са високом рН вредношћу и садржајем хумуса већим од 25-30 % (Ćirić, 1962).

Псеудоглеј (*Planosol*) се најчешће формира на равним теренима са дубоким, базама сиромашним супстратима, као што су старе алувијалне терасе, делувијалне терасе и терцијарне језерске терасе (Ćirić, 1962). Налази се у југоисточном делу слива, на подручју општине Блаце, у долини Блаташнице, и формиран је на глинама, пешчарима и лапорцима. Покрива површину од 6666 ha (6,8 %).

Алувијална земљишта (*Fluvisol*) су формирана уз водоток реке Расине и њених притока, покривајући површину од 6385 ha тј. 6,5 %. Највеће површине флувисола се налазе у доњем делу слива, где је долина Расине најшира. Одликују се повољним физичким и хемијским својствима, услед чега су погодна за интензивну пољопривреду. Профил флувисола је најчешће јако издиференциран на различите слојеве, као последица различитих услова таложења (Ćirić, 1962).

Хумофлувисоли (*Mollic Fluvisol*) се на проучаваном подручју налазе у мањем проценту, на свега 0,5 % или 456 ha, у ужој зони око реке Расине, низводно од акумулације Ђелије, смењујући се са лувисолом, флувисолом и делимично псеудоглејем. Карактерише их А-С-Г грађа профила, оглејавање услед деловања подземне воде на више од 1 m од површине терена, и смена оксидо-редукционих процеса (Škorić i sar., 1985).

Лувисол (*Luvisol*) се образује у хумидним климатским условима, што погодује процесу лесивирања, уз учешће мање киселог хумуса, а просторно се настављају на зону гајњача (Ćirić, 1962). Могу бити слабо до умерено киселе реакције, а на проучаваном подручју су формиран на различитим геолошким подлогама: у алувијуму Расине, на глинцима и пешчарима у средњем делу слива, и на кречњацима и песковима, на већим површинама низводно од акумулације Ђелије, на 6024 ha (6,1 %).

У сливу Поломске реке, заступљена су хумусно-силикатна земљишта на различитим геолошким подлогама. Највећи проценат хумусно-силикатног земљишта (40 % или 480 ha) је на серицит-хлоритским шкриљцима и гнајсу, где заузимају јужни и централни део слива до подножја планине Гоч. Земљишта припадају песковито-глиновитој иловачи и иловачи, просечне дубине око 40 cm, са скелетношћу површинског слоја земљишта од 15-80 %. Око 38 % тј. 456 ha површине слива заузимају хумусно-силикатна земљишта на граниту, гранодиориту и кварцлатиту, у западном делу слива, док се североисточни део слива карактерише плитким хумусно-силикатним земљиштима на серпентину и базичним стенама (22 % тј. 264 ha). На базичним стенама, земљишта су плитка до средње плитка, просечне дубине до 35 cm, са матичним супстратом у процесу распадања, а према текстурним класама припадају песковитој иловачи, иловачи и песковито-глиновитој иловачи.

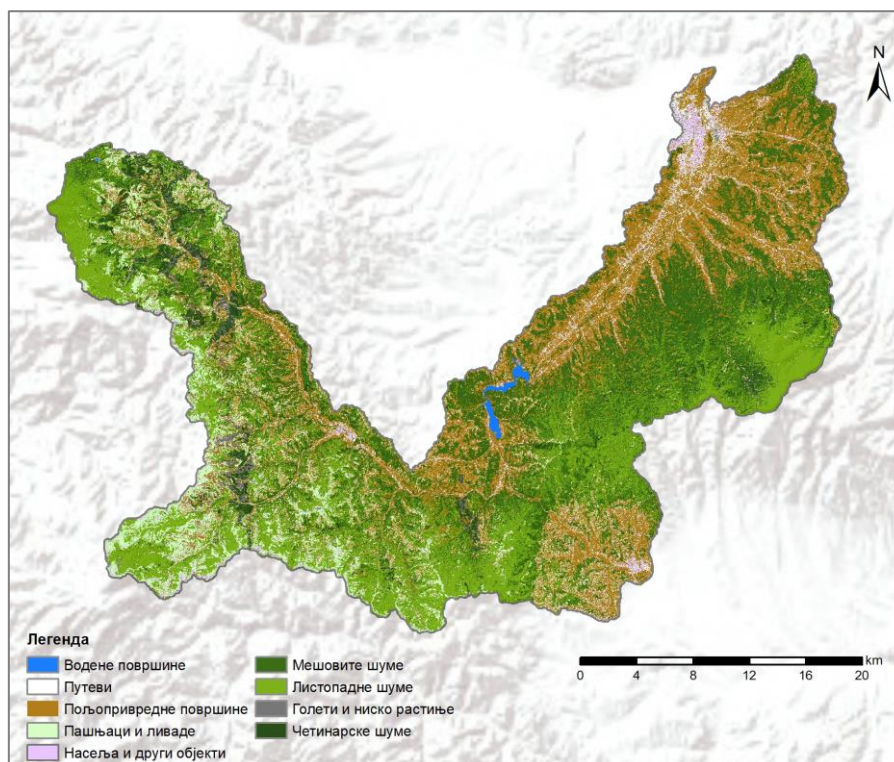
Слив Рогавске реке се карактерише хумусно-силикатним земљиштима, при чему на серпентину и харцбургиту (41,6 % или 400 ha) заузимају површине источног дела слива, затим јужни и југозападни део слива чине ова земљишта на граниту, гранодиориту и кварцлатиту 38,6 % тј. 370,6 ha, додирујући ободне планине Жељин. Северни део слива Рогавске реке, представљају плитка земљишта (хумусно-силикатна земљишта) на шкриљцима серицит-хлоритске серије. Заузимају површину од око 19,8 % тј. нешто мање од 200 ha. На серпентину и другим базичним стенама, формирана су земљишта просечне дубине око 40 cm, чија се скелетност повећава са дужином, док у буковим шумама, дубина иде и преко 120 cm. На киселим стенама, земљишта су формирана до дубине од 40 cm, и припадају текстурној класи иловача.

Слив Богишке реке, који се налази у средњем делу слива Расине, карактерише се високим процентом површина под смеђим земљиштем (еутрични камбисол), који заузима читав централни део слива, на шкриљцима, око 82 % тј. 411,8 ha. У највећем проценту, формирана су плитка до средње дубока земљишта, просечне дубине 45 cm, а на пољопривредним површинама и преко 90 cm. Са дужином се повећава скелетност, у различитом проценту, што зависи од матичне подлоге. На стрмим нагибима, каменитост се на површини креће и до 60 %. Према механичком саставу, земљишта припадају текстурним класама иловастом песку, песковитој иловачи и песковито-глиновитој иловачи. Источни део слива, где доминира брдска конфигурација, у мањем проценту (88,8 ha или 17,7 %) се карактерише хумусно-силикатним земљиштима, плитким до средње плитким, дубине до 30 cm. Веома мали део, на ушћу Богишке реке у Расину, чини флувијално земљиште (флувисол), на око 0,3 % површине слива, чија се дубина креће до око 70 cm.

3.6 Начин коришћења земљишта

Начин коришћења земљишта и тип вегетације представљају најзначајнији параметар у процени ерозионих губитака. Губици земљишта су дефинисани пре свега дејством делујућег агенса, а потом осталим факторима који утичу на инфилтрацију, стабилност структурних агрегата у површинском слоју земљишта и транспортну моћ површинског отицања. У циљу изражавања утицаја вегетације уведен је фактор начина коришћења земљишта, који представља везу између земљишта, усева, агротехничких мера, нивоа продуктивности и расподеле падавина (Belanović Simić et al., 2013).

Вегетациона структура и намена земљишта за одређене начине коришћења условљена је пре свега климатским и рељефним, а потом педолошким и геолошким карактеристикама слива. Карта начина коришћења земљишта (слика 10) генерисана је процесом надзиране класификације, која је детаљније објашњена у поглављу 4.6.1, а процентуално учешће класа је дато у табели 12.



Слика 10 – Начин коришћења земљишта у сливу Расине

Највећи проценат површине у сливу Расине заузимају обрадиве површине (26264 ha тј. око 26,8 %), које се углавном простиру у долинама Расине и њених притока. Алувијалне равни се користе за гајење ратарских култура где доминирају житарице, док су на долинским странама нижих надморских висина заступљени виногради и воћњаци, а са повећањем надморске висине, плантажни засади малине и купине.

Табела 12 – Процентуално учешће одређених класа начина коришћења земљишта у сливу реке Расине

| Начин коришћења земљишта | Површина (ha) | Површина (%) |
|--------------------------|---------------|--------------|
| Пољопривредне површине | 26264 | 26,8 |
| Мешовите шуме | 25382 | 25,9 |
| Листопадне шуме | 24598 | 25,1 |
| Пашњаци и ливаде | 9800 | 10 |
| Четинарске шуме | 4606 | 4,7 |
| Путеви | 2744 | 2,8 |
| Насеља и други објекти | 2646 | 2,7 |
| Голети и ниско растиње | 1666 | 1,7 |
| Водене површине | 294 | 0,3 |

У оквиру проучаваних микрослива, највећи проценат пољопривредних површина (ораница) је у сливу Богишке реке (26,9 %) а најмање у сливу Рогавске реке (4,5 %). Процент површина под шумама се креће од 57,96 % у сливу Богишке реке до 74,29 % у сливу Рогавске реке. Голети су највише заступљене у сливу Поломске реке (2,1 %) а травне површине (пашњаци и природни травњаци) су заступљене у следећем проценту: слив Поломске реке (20,6 %), слив Рогавске реке (18 %) и слив Богишке реке (11,5 %).

Половину површине слива покривају мешовите и листопадне шуме у којима је најзаступљенија буква (*Fagus sylvatica* L.) са учешћем од 70,2 %, док су сладун (*Quercus frainetto* Ten.) и цер (*Quercus cerris* L.) присутни са 8,9 % учешћа. У мањем проценту, заступљени су китњак (*Quercus petraea* Matt.), граб (*Carpinus betulus* L.), грабић (*Carpinus orientalis* Mill.), јавори (*Acer* spp.) и остале врсте. Четинарске шуме се јављају на свега 4,7 % површине слива, а ареал им је на вишим надморским висинама, у саставу црног бора (*Pinus nigra* J.F.Arnold), јеле (*Abies alba* Mill.), смрче (*Picea abies* (L.) Karst), белог бора (*Pinus sylvestris* L.) и неких других интродукованих врста (Ćirić, 2015). Пашњаци и ливаде су распрострањени на око 10 % површине слива тј. 9800 ha, и местимично су заступљени у сливу, али најчешће у брдским и брдско-планинским пределима средњег и горњег дела слива Расине, где се у мањем проценту јављају и голети и ниско и жбунасто растиње (око 2 %). Водене површине у сливу (око 0,3 %) представљене су речном мрежом и акумулацијом Телије у средњем делу слива, и акумулацијом Селиште, у горњем делу слива, на Гочу.

4 МЕТОДЕ ИСТРАЖИВАЊА

4.1 Теренски истражни радови

Теренска истраживања су обављена на подручју слива реке Расине до акумулације Ђелије. За потребе докторске дисертације, изабрана су три микрослива са сличним морфолошким карактеристикама, али различитом структуром у погледу начина коришћења земљишта.

Најпре је обављено рекогносцирање терена, које је подразумевало издвајање микрослива према површини, начину коришћења земљишта, педолошким и геолошким карактеристикама, рељефним одликама. У оквиру микрослива, отворено је и описано укупно 16 педолошких профила, током 2015. године. У сливу Поломске реке, отворено је и описано 6 профила, у сливу Рогавске реке 5 профила и у сливу Богишке реке 5 профила. За потребе дисертације коришћени су и параметри из укупно 45 профила земљишта, који су детаљно описани у одговарајућим извештајима, и представљају резултат истраживања у оквиру пројекта ИИИ 43007 „Истраживање климатских промена и њихов утицај на животну средину-праћење утицаја, адаптација и ублажавање“, који је финансирао Министарство науке, просвете и технолошког развоја Републике Србије. Такође, коришћени су и подаци о земљиштима биоиндикацијских тачака (БИТ 62, БИТ 63, БИТ 65 и БИТ 80) са проучаваног подручја или непосредне близине а који су резултат континуираног мониторинга здравственог стања шума у Републици Србији (ICPF мониторинг – база Шумарског факултета). За потребе геостатистичких анализа проучаваних микроелемената, коришћени су подаци из додатних 7 профила из ICPF базе података (БИТ 59, БИТ 61, БИТ 68, БИТ 81, БИТ 408, БИТ 419 и БИТ 420). Координате профила су измерене ГПС-ом и сви су просторно приказани на карти (слика 11) и у табели 13. Профили су геопозиционирани према WGS 1984 координатном систему, а карте су рађене у WGS 1984/UTM Zone 34 N пројекцији.

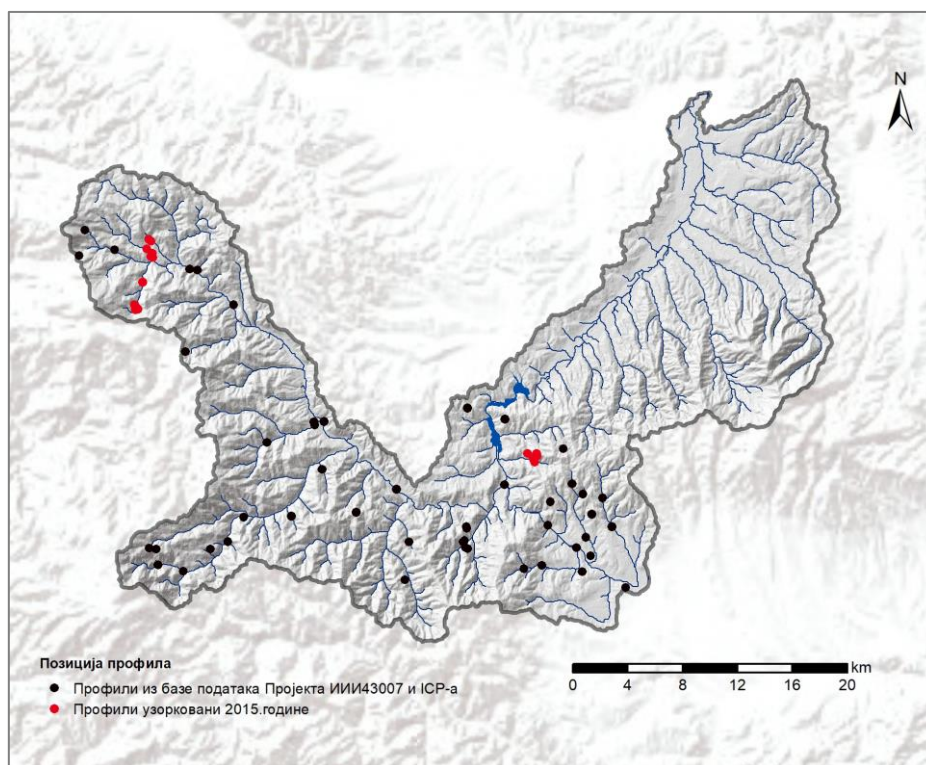
Табела 13 – Позиције тачака у сливу Расине

| Бр.профила | Х | У |
|------------|--------------------|--------------------|
| 1 | 20° 51' 19,2421" Е | 43° 30' 25,5953" N |
| 2 | 20° 51' 17,6143" Е | 43° 30' 36,1575" N |
| 3 | 20° 51' 01,6488" Е | 43° 30' 46,7661" N |
| 4 | 20° 51' 14,0260" Е | 43° 30' 28,5700" N |
| 5 | 20° 50' 24,1770" Е | 43° 28' 23,3534" N |
| 6 | 20° 50' 31,6042" Е | 43° 28' 24,7895" N |
| 7 | 20° 50' 21,2115" Е | 43° 28' 34,2700" N |
| 8 | 20° 50' 22,2369" Е | 43° 28' 33,5585" N |
| 9 | 20° 50' 47,9541" Е | 43° 29' 28,0674" N |
| 10 | 20° 51' 08,0957" Е | 43° 31' 09,0694" N |
| 11 | 20° 51' 15,5879" Е | 43° 31' 04,4125" N |
| 12 | 21° 11' 58,6376" Е | 43° 22' 22,5959" N |
| 13 | 21° 11' 53,4665" Е | 43° 22' 30,6742" N |
| 14 | 21° 12' 04,3461" Е | 43° 22' 42,6453" N |
| 15 | 21° 12' 06,4153" Е | 43° 22' 37,0030" N |
| 16 | 21° 11' 35,0699" Е | 43° 22' 43,1175" N |

Узорци земљишта су узети по фиксним дубинама 0-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm и у једном профили 40-80 cm, за потребе лабораторијских анализа физичких и хемијских особина земљишта и садржаја неких штетних микроелемената (Cd, Cr, Ni, Pb, Cu, Zn, Hg, Mn).

За потребе докторске дисертације и калибрацију модела WaTEM/SEDEM, вршено је узорковање наноса на одабраним профилима. У водотоковима проучаваних микрослива мерени су водостај и протицај, за потребе израде криве протицаја. Водостај се мерио свакога дана на унапред постављеним водомерним летвама, непосредно узводно од ушћа водотокова у реципијент, од децембра 2015. до јануара 2017. године. Метод брзина–површина је примењен за прорачун протицаја. Метод обухвата мерење брзине водотока у више тачака попречног профила хидрометријским крилом. Мерења је вршио Републички Хидрометеоролошки Завод Србије, хидрометријским крилом ОТТ 168817, а пример једног мерења је дат у прилогу 1.

Узорковање суспендованог наноса је вршено свакога дана, у 07:00 сати на одабраним профилима, на локацијама где су постављене водомерне летве. Узорци су узимани на сталним профилима водотокова, постављајући семплер испод нивоа воденог огледала, узводно од места стајања. Запремина семплера је 1,5 литар. Дневни узорци воде су складиштени у резервоар веће запремине, како би се на месечном нивоу прорачунала просечна вредност концентрације суспендованог наноса у рекама. На основу мерених концентрација и прорачунатог протицаја воде током периода мерења, било је могуће проценити пронос суспендованог наноса у сва три микрослива.



Слика 11 – Просторни приказ профила земљишта у сливу реке Расине

Узорковање вученог наноса је вршено од маја до новембра 2016. године у сва три микрослива. Укупно 39 узорака је узето за сва три водотока, из површинског слоја, који се сматра најрелевантнијим у процени тренутног стања квалитета наноса (Flück et al., 2010).

Вучени нанос је узоркован са просечно два локалитета у току, у близини водомерне летве, једном месечно у сваком проучаваном микросливу. Положај и координате водомерних летви, приказани су на слици 12.



Слика 12 – Водомерне летве на одговарајућим профилима

4.2 Лабораторијске методе проучавања земљишта и наноса

Одређивање стандардних физичких и хемијских особина земљишта и наноса извршено је у педолошкој лабораторији Шумарског факултета, Универзитета у Београду, а према следећим методама.

4.2.1 Основна физичка својства земљишта и наноса

- Садржај хигроскопске воде је одређен сушењем у сушници на температури од 105 °C у трајању од 6 до 8 сати;

- Гранулометријски састав земљишта и вученог наноса је одређен третирањем узорака са натријум-пирофосфатом. Фракционисање земљишта и вученог наноса је урађено комбиновањем пипет методе и методе елутрације помоћу сита по Attebergу, уз одређивање процентуалног садржаја фракција ситне земље: 2–0,2 mm (крупан песак); 0,2–0,06 mm (ситан песак); 0,06–0,02 mm (веома ситан песак); 0,02–0,006 mm (крупан прах); 0,006–0,002 mm (ситан прах) и < 0,002 mm (глина);

- Текстуrne класе земљишта су одређене према SRPS ISO 11259:2005;

4.2.2 Основне хемијске особине земљишта и наноса

- Активна киселост (pH у H₂O) је одређена електрометријски помоћу pH-метра (SRPS ISO 10390:2007 у складу са ISO 3696:1987);
- Супституциона киселост (pH у 0,01 M CaCl₂) је одређена електрометријски помоћу pH-метра (SRPS ISO 10390:2007);
- Хидролитичка киселост је одређена према методи Каррена;
- Сума адсорбованих базних катјона (S у cmol·kg⁻¹) је одређена према методи Каррена;
- Тотални капацитет адсорпције за катјоне (Т у cmol·kg⁻¹) је одређен рачунским путем;
- Сума киселих катјона (Т - S у cmol·kg⁻¹) је одређена рачунским путем преко хидролитичке киселости;
- Степен засићености земљишта и вученог наноса базама је израчунат према Hissinku (%)
- Укупни азот у земљишту и вученом наносу је одређен по методи Kjeldahl (‰), (SRPS ISO 11261:2005)
- Органски угљеник је одређен оксидацијом помоћу смеше калијум-дихромат/сумпорна киселина (SRPS ISO 14235:2005);
- Однос угљеника према азоту (C:N) је одређен рачунским путем;
- Лакоприступачни P₂O₅ и K₂O (mg·100g⁻¹ земљишта/наноса) су одређени према Al-методи;
- Калцијум-карбонат је одређен Scheibler калциметром;

4.2.3 Укупан садржај штетних микроелемената у земљишту, вученом и суспендованом наносу

Садржај штетних микроелемената у земљишту и наносу је одређиван у Лабораторији за мониторинг квалитета земљишта, на Шумарском факултету, Универзитета у Београду, као и у педолошкој лабораторији Пољопривредног института Републике Српске у Бањој Луци. Измерене концентрације су поређене са граничним и ремедијационим вредностима према Уредби о граничним вредностима загађујућих, штетних и опасних материја у земљишту (у даљем тексту „Уредба 2“) ("Сл. гласник РС", број 30/2018) израженим у mg·kg⁻¹ – граничне: Pb (85), Cu (36), Zn (140), Cd (0,8), Ni (35), Cr (100), Hg (0,3), ремедијационе: Pb (530), Cu (190), Zn (720), Cd (12), Ni (210), Cr (380), Hg (10). За одређивање садржаја микроелемената у земљишту најпре је вршена дигестија припремљених узорака у царској води 2 сата према стандардној процедури (ISO 11466:1995).

Садржаји микроелемента (Pb, Cu, Zn, Cd, Ni, Cr) одређени су AAS методом користећи пламену технику, док су садржаји Hg одређени хидридном техником.

4.2.4 Садржај приступачних штетних микроелемената у земљишту

Садржаји различитих доступних облика микроелемената (потенцијално тоскичних елемената) одређени су секвенцијалном анализом према Tessier методу (Petrović et al., 2009): F1 – адсорптивна фракција (CH₃COONH₄ mol·l⁻¹); F2 – лако редукована фракција,

везана за карбонате ($\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ $0,1 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$); F3 – умерено редуктивна фракција, везана за Fe и Mn хидроксиде ($(\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4$ $0,2 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$ и $\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4$ $0,2 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$); F4 – органо-сулфидна фракција (30 % $\text{H}_2\text{O}_2 + \text{CH}_3\text{COONH}_4$ $3,2 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$); F5 – резидуална фракција (HCl $6 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$). Након дигестије, садржаји различитих фракција одређени су ICP/OES спектрометром (iCAP 6300 Duo, Thermo Electron Corporation, Cambridge, UK), а Hg хидридном техником у лабораторији Хемијског факултета Универзитета у Београду.

Фактор мобилности микроелемената је одређен према формули (Kabala и Singh, 2001):

$$\text{MF} = ((\text{F1} + \text{F2}) / (\text{F1} + \text{F2} + \dots + \text{F5})) \times 100 \quad [\%]$$

4.3 Математичке методе

4.3.1 Индекси загађења

Индекси загађења представљају веома значајан алат у процени степена контаминације одређеног подручја различитим загађујућим материјама, а пре свега штетним микроелементима, односно тешким металима. Значајни су за процену квалитета земљишта и будућег тренда одрживости екосистема, нарочито у подручјима са интензивном пољопривредом. За прорачун одређених индекса загађења потребно је утврдити референтне вредности тешких метала, фактор тоскичности итд. Даље у тексту, дати су следећи параметри и индекси загађења.

Background концентрација – **Geochemical Background (GB)** – дефинисана као референтна вредност, педогеохемијска вредност, референтна вредност преиндустријског периода или вредност нултог стања земљишта (SRPS EN ISO 19258:2013, Квалитет земљишта – Смернице за одређивање нултог стања) – веома значајна за прорачун појединих индекса загађења. Термин „геохемијски садржај“ (eng. *geochemical background*) је први пут употребљен још 1960их, са значењем *нормалне (просечне) заступљености елемента у неплодном (оскудном) земљишту* (Hawkes и Webb, 1962). Временом, употреба термина „нормалан“ доводи до двосмислености, а конфузију уносе и термини *природна геохемијска концентрација, амбијентална концентрација, антропогена концентрација, природно-настала концентрација, педогеохемијска концентрација, референтна вредност, гранична вредност* (Baize и Sterckman, 2001). Gałuszka и Migaszewski (2011) наводе да обogaћење природних концентрација елемената представља „антропогену аномалију“. Одређивање *background* концентрација директним методама није једноставан задатак. Међутим, поједини истраживачи су уверени да су индиректне методе које се базирају на претпоставци да концентрације одређеног елемента имају нормалну расподелу, погрешне, и да су методе које нису засноване на статистичким претпоставкама поузданије (Kicińska и Turek, 2017). Једна од таквих метода се базира на употреби вредности медијане и апсолутне девијације медијане, резистентна је на утицај аутлајера (eng. *outlier*), и даје ужи опсег вредности. Прорачун референтних вредности вршен је на основу концентрација тешких метала из

најдубље узоркованог слоја у профилу земљишта. Коришћена је рачунска метода према следећој формули:

$$GB = MEDIAN + 2 \times MAD$$

где је GB – референтна вредност, $MEDIAN$ – медијана укупног скупа, тј. садржаја елемената из надубљег слоја свих профила, MAD – медијана апсолутних девијација.

Појединачани индекс загађења – **Pollution Index (PI)** се користи како би се одредило који штетни микроелемент представља највећу претњу по екосистем. Служи и за одређивање одређених комплексних индекса загађења. На основу PI индекса, дата је класификација загађења земљишта (табела 14). Рачуна се према формули (Håkanson, 1980):

$$PI = \frac{Cn}{GB}$$

где је Cn – концентрација тешког метала у земљишту/наносу, GB – background концентрација.

Табела 14 – Класификација земљишта према PI индексу

| Вредности Pi индекса | Степен загађености |
|----------------------|--------------------------------|
| $Pi < 1$ | Незагађено |
| $1 < Pi < 2$ | Слаб степен загађености |
| $2 < Pi < 3$ | Умерени степен загађености |
| $3 < Pi < 5$ | Велики степен загађености |
| $Pi > 5$ | Врло велики степен загађености |

Индекс оптерећења екосистема (земљишта) загађењем – **Pollution Load Index (PLI)** је један од комплексних индекса. Представља једноставан начин да се укаже на погоршање земљишних услова услед акумулације тешких метала у земљишту (Varol, 2011). Рачуна се као геометријска средина појединачних фактора загађења, према следећој формули (Jeffrey et al, 1985):

$$PLI = \sqrt[n]{PI_1 \times PI_2 \times PI_3 \times \dots \times PI_n}$$

где је PI – појединачни индекс загађења, n – укупан број метала који се анализира.

Класе земљишта према PI индексу се деле у: $PI < 1$ – незагађено земљиште; $PI = 1$ гранична вредност загађености земљишта и $PI > 1$ – смањен квалитет земљишта услед загађења.

Немеров индекс загађења – **Nemerow Pollution Index (PI_N)** омогућује процену укупног степена загађења земљишта и укључује садржај свих тешких метала. Рачуна се према формули (Nemerow, 1985):

$$PI_N = \sqrt{\frac{\left(\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n PI\right)^2 + PI_{max}^2}{2}}$$

где су PI – израчунате вредности појединачних индекса загађења, PI_{max} – максимална вредност појединачног индекса загађења свих метала у узорку, а n укупан број метала који се анализира. На основу Немеровог индекса загађења, дато је 5 класа контаминације земљишта (табела 15).

Табела 15 – Класификација загађења земљишта према Немеровом индексу загађења

| Вредности PI_N индекса | Степен загађења |
|--------------------------|----------------------------|
| $PI_N < 0,7$ | Нема загађења |
| $0,7 < PI_N < 1$ | Подручје предострожности |
| $1 < PI_N < 2$ | Подручје слабог загађења |
| $2 < PI_N < 3$ | Подручје средњег загађења |
| $PI_N > 3$ | Подручје озбиљног загађења |

Геоаккумуляциони индекс – **Geoaccumulation index (I_{geo})** показује контаминацију земљишта тешким металима, на основу односа њихових концентрација у површинском слоју и одговарајућих референтних вредности. Рачуна се према формули (Muller, 1969):

$$I_{geo} = \log_2 \left[\frac{C_n}{1,5 \times GB} \right]$$

где је C_n – концентрација тешког метала у земљишту/наносу, GB – background концентрација тог метала, а $1,5$ је константа која служи да би кориговала могуће варијације background концентрација у земљишту. Класификација загађења земљишта према вредностима I_{geo} индекса је дата у табели 16.

Табела 16 – Класификација земљишта на основу геоакумулационог индекса

| Вредности I_{geo} индекса | Степен загађености земљишта |
|-----------------------------|-------------------------------|
| $I_{geo} > 0$ | Незагађено |
| $0 < I_{geo} < 1$ | Незагађено до средње загађено |
| $1 < I_{geo} < 2$ | Средње загађено |
| $2 < I_{geo} < 3$ | Средње до јако загађено |
| $3 < I_{geo} < 4$ | Јако загађено |
| $4 < I_{geo} < 5$ | Јако до врло јако загађено |
| $I_{geo} > 5$ | Веома јако загађено |

Индекс потенцијалног еколошког ризика – **Potential Ecological Risk Index (RI)** представља индекс који се користи за процену степена еколошког ризика чији узрок могу бити високе концентрације тешких метала у води, ваздуху или земљишту. Овај индекс је увео Hakanson (1980) а рачуна се према следећој формули:

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i$$

где је n – укупан број елемената који се анализира, E_r – појединачни индекс еколошког ризика који се рачуна према формули:

$$E_r^i = T_r^i \times PI$$

где је T_r – коефицијент токсичности одређеног метала, а PI – израчунат појединачни фактор загађења. Вредности коефицијената токсичности су узети из литературе и за следеће елементе износе: Zn – 1, Cu – 5, Pb – 5, Ni – 5, Cr – 2, Cd – 30, As – 10, Sb – 15, Hg – 40. Класе појединачног индекса еколошког ризика E_r дате су у табели 17, док су класе укупног потенцијалног еколошког ризика дате у табели 18.

Табела 17 – Класе појединачног индекса еколошког ризика

| Вредности E_r индекса | Класе потенцијалног еколошког ризика |
|-------------------------|--------------------------------------|
| $E_r \leq 40$ | Потенцијално низак еколошки ризик |
| $40 \leq E_r < 80$ | Потенцијално средњи еколошки ризик |
| $80 \leq E_r < 160$ | Потенцијално значајан еколошки ризик |
| $160 \leq E_r < 320$ | Потенцијално висок еколошки ризик |
| $E_r \geq 320$ | Врло висок еколошки ризик |

Табела 18 – Класе укупног потенцијалног еколошког ризика

| Вредности RI индекса | Класе потенцијалног еколошког ризика |
|----------------------|--------------------------------------|
| RI < 65 | Низак еколошки ризик |
| 65 ≤ RI < 130 | Средњи еколошки ризик |
| 130 ≤ RI < 260 | Значајан еколошки ризик |
| RI ≥ 260 | Врло висок еколошки ризик |

Фактор обогаћења – **Enrichment factor (EF)** представља меру могућег антропогеног утицаја на концентрацију штетних микроелемената у земљишту и наносу. Како би се идентификовао одређени ефекат антропогених активности, тешки метали који се карактеришу ниским варијабилитетом појављивања (Low Variability Occurrence) у земљишту (Loska et al., 2004; Mazurek et al., 2017), се узимају за референтне, и у анализираним узорцима и у геолошкој подлози. Референтни елементи треба да се карактеришу одсуством мобилности по дубини, и практично су стабилни у земљишту, а најчешће коришћени референтни елементи могу бити Fe, Al, Mn, Ca, Ti или Sc (Loska et al., 1995; Loska et al., 2004; Uduma и Awagu, 2013; Barbieri, 2016). Просечна концентрација Mn у земљишту на светском нивоу износи 730 mg·kg⁻¹ (Ure и Berrow, 1982) или 950 mg·kg⁻¹ (Ride, 2005), која је нешто нижа у односу на просечну вредност Mn на проучаваном подручју (976 mg·kg⁻¹). Манган је углавном везан за земљишну матрицу и једна је од главних компоненти земљине коре (Uduma и Awagu, 2013; Chen et al., 2015; Jiang et al., 2017), а наводи се као референтни метал за прорачун фактора обогаћења (Wiener, 1979; Loska et al., 1997; Iqbal и Shah, 2015; Poh и Tahir, 2016; Barbieri, 2016; Vu et al., 2016), и у овој дисертацији се користи као референтни елемент.

Фактор обогаћења се рачуна према следећој формули (Sutherland, 2000):

$$EF = \frac{[C_{n/ref}]_{sample}}{[C_{n/ref}]_{background}}$$

где су: $[C_{n/ref}]_{sample}$ представља однос концентрације одређеног метала за који се анализира фактор обогаћења и концентрације референтног метала, а $[C_{n/ref}]_{background}$ представља однос *background* концентрације метала за који се анализира фактор обогаћења и *background* концентрације референтног метала. Код прорачуна фактора обогаћења суспендованог наноса, уместо *background* концентрације, узима се концентрација елемента из површинског слоја земљишта у сливу.

Вредност фактора обогаћења указује на степен обогаћења штетним микроелементима, у односу на природне концентрације. Уколико се вредности EF налазе у распону од 0,5 до 1,5 онда се сматра да су концентрације проучаваних микроелемената у земљишту или наносу искључиво продукт распадања матичне подлоге, тј. природних процеса у земљишту. Међутим, уколико су концентрације појединих проучаваних микроелемената доста изнад

природних, сматра се да је значајан утицај имала антропогена активност, а вредности EF су изнад 1,5. (Zhang и Liu, 2002; Elias и Gbadegesin 2011). У табели 19 и 20 приказане су категорије фактора обogaћења према различитим ауторима.

Табела 19 – Степен обogaћења према вредностима EF (Sutherland, 2000)

| Класа | Вредност EF | Степен загађења |
|-------|--------------|----------------------------|
| 1 | EF < 2 | Незагађено |
| 2 | 2 < EF < 5 | Умерено обogaћење |
| 3 | 5 < EF < 20 | Значајно обogaћење |
| 4 | 20 < EF < 40 | Врло високо обogaћење |
| 5 | EF > 40 | Екстремно високо обogaћење |

Табела 20 – Степен обogaћења према вредностима EF (Zhang и Liu, 2002)

| Класа | Вредност EF | Степен обogaћења |
|-------|----------------|--|
| 1 | EF < 0,5 | Незагађено |
| 2 | 0,5 < EF < 1,5 | Природне концентрације |
| 3 | EF > 1,5 | Повећане концентрације услед антропогених активности |

4.3.2 Индекс таложења наноса

Индекс таложења наноса – **Sediment Delivery Ratio (SDR)** је параметар којим се описује однос мерене количине наноса и укупне продукције ерозионог материјала у сливу тј. која количина покренутог материјала се задржава унутар слива. Одређује се формулом (Williams, 1977):

$$SDR = \frac{SY}{E}$$

где SY представља количину укупног наноса која се пронесе из слива, док E представља процењене губитке земљишта, добијене коришћењем неких од модела. У дисертацији је коришћен USLE модел. Вредност овог параметра је увек мања од 1, и веома је значајан за разумевање карактера процеса ерозије и депозиције наноса (Walling, 1983).

4.4 Статистичке методе

За одређивање статистички значајних корелација између варијабли коришћене су стандардне методе дескриптивне и аналитичке статистике. За процену значајности корелација између параметара коришћена је Пирсонова корелациона матрица (Pearson correlation matrix), вишеструка регресија, као и факторска анализа (Factor Analysis).

Пирсонова корелација је коришћена као мера одређивања линеарне корелације између две варијабле, а вредности се крећу од -1 (негативна корелација) до +1 (позитивна корелација).

Вишеструка регресија се користи како би се испитала зависност једне појаве од два или више независних параметара, а полази од претпоставке да што је већи број независних варијабли у моделу, утицај латентне променљиве је мањи. На основу величине регресионих коефицијената, може се закључити утицај независне променљиве.

Факторска анализа представља мултиваријантну технику која се примењује када је број варијабли велики, односе се на исту димензију и не пружају додатне информације које већ нису обухваћене неким другим статистичким параметром. Циљ анализе је да се коришћењем линеарних трансформација, од почетног скупа варијабли, идентификују заједничке карактеристике више варијабли, смањи њихов број, како би се добиле нове варијабле, тј. фактори који међусобно нису у корелацији а који ће истовремено описати варијацију података. Ова анализа се користи када се жели смањити димензионалност а осигурати јасна видљивост фактора.

КМО тест је мера којом се објашњава колико су одређени подаци погодни за факторску анализу. Овим тестом се показује пропорција варијанси међу варијаблама. Високе вредности означавају да је факторска анализа одговарајућа статистичка техника за опис података, а уколико је мања од 0,5 резултати анализе нису најпогоднији. Ипак, препорука је да вредност КМО теста буде изнад 0,6 и тај критеријум је примењиван у докторској дисертацији. Поред КМО теста, потребно је задовољити и услов сферичности матрице, тј. Бартлетов тест сферичности (Bartlett's test of sphericity) чија је основна хипотеза да је матрица корелације идентична, варијабле некорелисане, а подаци неподесни за даљу мултиваријантну анализу. Вредности нивоа значајности мање од 0,05 се узимају као критеријум за даљу анализу.

Све статистичке анализе рађене су у програмима Statgraphics v.16.1.11. и Minitab 17.

4.5 Геостатистичке методе

Геопросторно приказивање подручја проучавања, климатских, педолошко-геолошких параметара, садржаја штетних микроелемената, ерозионих мапа и индекса загађења земљишта и наноса, вршено је применом ГИС софтвера ArcMAP 10.7.1 (лиценца бр. 298802).

За потребе приказивања појединих параметара чија се просторна зависност базира на принципу тежинских коефицијената, коришћена је IDW (Inverse Distance Weighted) интерполацијска метода. Интерполација је у раду коришћена за приказ падавина и

температуре, на основу мерених података са метеоролошких станица. Такође, овом техником вршено је издвајање зона загађења према различитим индексима.

Просторни приказ одређених индекса загађења, дистрибуције штетних микроелемената на проучаваном подручју, урађен је применом сложеног геостатистичког ЕВК (Empirical Bayesian Kriging) интерполацијског метода, који великим бројем различитих симулација и формирањем подскупова, прилагођава геостатистичке параметре како би се добили што тачнији и употребљивији резултати за даље анализе. ЕВК је геостатистичка интерполациона техника која аутоматизује најкомплексније аспекте одговарајућег кригинг модела. Показала се одговарајућом и прецизном за мање базе података (Yang et al., 2020).

4.6 Методе за процену губитака земљишта

4.6.1 USLE (Universal Soil Loss Equation)

USLE модел је најчешће глобално коришћен модел, у 109 земаља. Користи се за процену ерозионих губитака, не укључујући губитке земљишта услед појаве јаруга и клизишта, обраде земљишта или еолске ерозије (Alewell et al., 2019). Процена губитака земљишта према USLE моделу је израчуната према формули:

$$A = R \times K \times LS \times C \times P$$

где: A представља потенцијалне годишње губитке земљишта ($t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$), R – фактор ерозивности, изражен у $MJ \cdot mm \cdot ha^{-1} \cdot hr^{-1} \cdot god^{-1}$, K – фактор еродибилности земљишта изражен у $t \cdot ha \cdot h \cdot ha^{-1} \cdot MJ^{-1} \cdot mm^{-1}$, LS – топографски фактор (где L представља дужину падине а S нагиб падине), C – фактор начина коришћења земљишта (бездимензионалан број) и P – фактор конзервационих мера (бездимензионалан број).

Фактор ерозивности R представља суму ерозионих индекса (EI) за сваку појединачну кишну епизоду, за мерени период. Услед недостатка мерених података (30-о минутне падавине или падавине мање временске резолуције) потребних за прорачун EI индекса, вредност фактора R је одређена на основу просечних годишњих вредности падавина. Према Van der Knijff et al. (1999, 2002), Grimm et al. (2003), Perović et al. (2019), ерозивност кише је пропорционална вредностима годишње суме падавина. Подаци о падавинама су узети са 15 околних кишомерних станица, за период од 1961–2016, интерполоване IDW (Inverse Distance Weighted) методом, а затим помножене коефицијентом b_0 . IDW метод се показао као поуздан за интерполацију падавина (Keblouti et al., 2012; Camera et al., 2014; Yang et al., 2015). Анализом плувиографских трака за период од 20 година за метеоролошку станицу Врање, калибрисана је и усвојена вредност емпиријског коефицијента $b_0 = 1,1$ Perović et al., 2019).

$$R = P \times b_0$$

где је: P представља годишњу суму падавина, а b_0 је емпиријски коефицијент.

Фактор еродибилности K је одређен за сваки профил према формули Wischmeier и Smith (1978) и Renard et al., (1997), а касније су вредности фактора груписане и додељене према типу земљишта:

$$K = ((2,1 \times 10 - 4 \times M \times 1,14 \times (12 - OM) + 3,25 \times (S - 2) + 2,5 \times (p - 3))/100) \times 0,1317$$

где је: M фактор дистрибуције земљишних честица, а рачуна се као $M = (m_{silt} + m_{vfs}) \times (100 - m_c)$ где су m_{silt} , m_{vfs} , m_c процентуално учешће праха, веома финог песка и глине, редом, OM представља садржај органске материје (%), s је код структуре земљишта, p је код водопропустљивости површинског слоја земљишта (Vorpratil et al., 2007), а $0,1317$ коефицијент за конверзију US јединица у SI систем јединица.

За генерисање LS фактора, коришћен је растерски дигитални модел терена (DEM – Digital Elevation Model), добијен методологијом Војногеографског института (Gigović, 2010). База података DEM фајла је резултат векторизације хипсометријских елемената аналогних топографских карти (изохипсе – полилиније, карактеристични врхови – тачке), датих у размери 1:25000 (TK25). Поменути векторски елементи су основа TIN базе података (Triangulated Irregular Network – неправилна мрежа непреклапајућих троуглова), која се захваљујући нивоу детаљности и поузданости конвертује у DEM фајл, резолуције 10×10 метара. LS фактор се добија применом једначине над генерисаним DEM фајлом (Desmet и Govers, 1996):

$$L_{ij-in} = \frac{[(A_{ij-in} + D^2)^{m+1} - (A_{ij-in})^{m+1}]}{(D^{m+2}) \times (x_{ij}^m) \times (22,13)^m}$$

где L_{ij-in} представља дужину падине за сваки пиксел (i,j), A_{ij-in} представља сливну површину која гравитира низводном пикселу са координатама (i,j) (m^2), D представља величину пиксела, m представља експонент фактора L, а $x_{ij} = (\sin\alpha_{ij} + \cos\alpha_{ij})$, а α_{ij} представља оријентацију пиксела (i,j).

Употреба сателитских снимака у класификацији и мапирању појединих елемената на копну и води, користи се већ дуго у различитим областима, као и у заштити животне средине и мапирању C фактора (Juergens и Fander, 1993; Folly et al., 1996; Životić et al., 2012; Perović, 2015; Ganasri и Ramesh, 2016; Siddhartho et al., 2019). Даљинска детекција је процес осматрања, праћења и прикупљања информација о одређеним физичким карактеристикама неког подручја, употребом сателита или специјализованих летилица. Према пореклу регистроване енергије, сензори у даљинској детекцији могу бити активни (региструју енергију емитовану са радара/сателита) и пасивни (региструју природну радијацију). У изради карте начина коришћења земљишта (слика 10), коришћено је више извора. Као основа, коришћени су мултиспектрални сателитски снимци (Sentinel 2a) који се састоје из неколико слојева (енг. *band*), при чему сваки слој репрезентује површину терена добијену при одређеној таласној дужини. За потребе класификације сателитског снимка, коришћени

су следећи слојеви са централним вредностима таласних дужина: плави (B2 – 492,4 nm), зелени (B3 – 559,8 nm), црвени (B4 – 664,6 nm) и блиски инфрацрвени (B8 – 832,8 nm), просторне резолуције 10×10 метара (ESA, 2020). Издвајање класа начина коришћења земљишта вршено је надзираном класификацијом (енг. *supervised classification*). Основа овог процеса јесте издвајање спектралних записа (енг. *spectral signature*) репрезентативних површина сваког начина коришћења земљишта. Завршни процес је класификација снимка која се базира на методи максималне веродостојности (енг. *maximum likelihood*). Филтрирање, равнање граница и уклањање изолованих пиксела представљају постпроцесне елементе класификације.

Провера тачности је вршена на основу карте државних шума, добијених из Газдинских основа ЈП „Србијашуме“, као и на основу рекогносцирања терена и бележењем ГПС локација. Добијени резултати су приказани на карти (слика 10) и у табели 12. Након класификације, сваком начну коришћења земљишта додељена је вредност фактора *C* према CORINE методологији (Panagos et al., 2015b) (табела 21).

Табела 21 – Вредности фактора *C* према класама коришћења земљишта (ИЗБОР)

| Начин коришћења земљишта | <i>C</i> фактор |
|---|-----------------|
| Водене површине | 0 |
| Лишћари | 0,001 |
| Четинари | 0,001 |
| Мешовите шуме | 0,001 |
| Путеви | 0 |
| Насеља | 0 |
| Пашњаци и природни травњаци | 0,09 |
| Голети и површине са оскудном вегетацијом | 0,3 |
| Пољопривредне површине | 0,15 |

Фактор *P* представља утицај конзервационих мера у сливу на отицање и појаву ерозионих процеса. С обзиром на то да се на проучаваном подручју земљиште обрађује управно на изохипсе, а такође не постоје посебне конзервационе мере које би биле укључене у процену губитака земљишта, усвојена је вредност 1.

4.6.2 Метод потенцијала ерозије (МПЕ)

Метод потенцијала ерозије (метод професора Гавриловића) представља математичку формулацију дугогодишњих теренских истраживања, осматрања и мерења на сливовима Јужне, Западне и Велике Мораве, Ибра, Тимока и Вардара (Gavrilović, 1972). Овај метод се користи за проучавање ерозије на сливовима бујичних токова и представља стандард за проблеме у вези са ерозијом и бујичним токовима. Овај метод је развијен у Институту за водопривреду ”Јарослав Черни” на основу дугогодишњих проучавања ерозије земљишта.

Због високог степена поузданости, користи се за утврђивање интензитета ерозионих процеса и прорачун продукције и проноса наноса (Ristić et al., 2011). Полазећи од премисе да је ерозија просторна појава, вредности аналитички израчунатог коефицијента ерозије Z се приказују на карти. Коефицијент Z зависи искључиво од својстава земљишта, вегетационог покривача, рељефа и заступљености ерозије. До сада је овим методом картирана целокупна територија Републике Србије и значајни делови бивших југословенских република (Perović, 2015). Данас је у употреби у преко 40 земаља, а велику примену има у земљама бивше Југославије, Италије, Грчке, Ирака и Ирана (Половина и сар., 2016).

Метод потенцијала ерозије, коришћен у докторској дисертацији, обухвата прорачун продукције ерозионог материјала у сливу (W), процену коефицијента ерозије (Z) као и категоризацију ерозионих процеса у проучаваним микросливовима.

Количина продукваног материјала у сливу се рачуна према формули:

$$W = T \times P_a \times \pi \times \sqrt{Z^3} \times F$$

где је W укупна продукција ерозионог материјала у сливу изражена у $m^3 \cdot god$; T је температурни коефицијент; P_a је просечна годишња количина падавина (mm); Z је коефицијент ерозије а F је површина истраживаног подручја (km^2), за коју се процењују ерозиони губици. Температурни коефицијент се рачуна према формули:

$$T = \sqrt{\frac{T_0}{10} + 0,1}$$

где T_0 представља просечну годишњу температуру ваздуха проучаваног подручја.

Коефицијент ерозије Z се рачуна према следећој формули:

$$Z = Y \times X_a \times (\varphi + \sqrt{I_a})$$

где Y представља коефицијент еродибилности земљишта; X_a је коефицијент начина коришћења земљишта, φ је коефицијент заступљености различитих типова ерозионих процеса у сливу, I_a је просечна вредност нагиба у сливу изражена у %.

За податак о проносу наноса на хидрометријском профилу, користи се следећа формула:

$$G_{god} = T \times H_{god} \times \pi \times \sqrt{Z^3} \times F \times R_u$$

где је G_{god} укупан пронос наноса изражен у $m^3 \cdot god$; R_u представља коефицијент ретенције наноса, а који се рачуна према следећој формули:

$$R_u = \frac{(O \times D)^{0,5}}{0,25 \times (L + 10)}$$

где је O представља обим слива у km ; L представља дужину слива у km ; D представља средњу висинску разлику слива у km .

4.6.3 WaTEM/SEDEM модел

WaTEM/SEDEM (Van Rompaey et al., 2001; Van Oost et al., 2000, Verstraeten et al., 2002) је модел просторног приказа дистрибуције и транспорта наноса услед ерозионих процеса. Развој модела је почео верзијом *Sedem 1.3 (Sediment Delivery Model)* од стране истраживачке групе физичке и регионалне географије Универзитета Лувен у Белгији, који је прорачунавао пропорционални транспортни капацитет једног тока.

Међутим, WaTEM/SEDEM модел, развијен је како би симулирао утицај конзервационих мера и начина коришћења земљишта у оквиру једног слива на губитке земљишта и транспорт наноса у реке (Alatorre et al., 2012). WaTEM/SEDEM модел има експлицитно просторни карактер и растерски засновану структуру која омогућава да се делови слива поделе у мале просторне јединице, односно растерске ћелије. Модел омогућава да се за сваку ћелију израчуна продукција и транспорт ерозионог материјала. Најновија верзија има више модула, а поред процене губитака земљишта (базира се на RUSLE моделу), могуће је симулирати дистрибуцију неких штетних микроелемената и фосфора заједно са наносом (Jordan et al., 2009), као и одређивање фактора обogaћења (EF – Enrichment Factor), са циљем добијања корисних информација за све кориснике на сливу.

Даљим развојем модела, са циљем обезбеђивања корисних информација за одабир најпогоднијих мера управљања водним и земљишним ресурсима у сливу, развила се друга компонента садашњег модела, *WaTEM (Water and Tillage Erosion Model)*. У верзији *WaTEM/SEDEM 2004*, укључени су модули за прорачун водне ерозије, промене стабилности земљишта услед обраде, укључујући пронос наноса у речне токове, а користећи прорачуне пропорционалног транспортног капацитета више токова. Модел је посебно развијен како би симулирао утицај мера за заштиту земљишта од ерозије, симулацију ерозионих процеса као и транспорт наноса у речне токове. За разлику од других модела, WaTEM/SEDEM се базира на просторној варијабилности релевантних параметара, јер укључује структуру предела, просторну организацију различитих рељефних јединица као и конективност међу њима. WaTEM модул се базира на RUSLE методологији, а просечни губици земљишта се рачунају преко алгоритма који укључује границу проучаваног подручја, путну инфраструктуру, начин и правац обраде земљишта, док се нанос моделује дуж ових линија, све до најближег тока. Ова верзија модела не укључује ерозију речних обала, таложење наноса услед изливања водотока из корита и транспорт

наноса у водотоку, већ је главна компонента модела предикција интензитета водне ерозије и проноса наноса из слива у речне токове.

Побољшана верзија (*WaTEM/SEDEM for metals*) се састоји од 4 модула. Прва два модула се односе на прорачун интензитета ерозију према RUSLE и симулацију дистрибуције тешких метала. Помоћу трећег модула се добија трајекторија наноса према рекама и депозиција наноса. Четврти модул симулира кретање тешких метала са наносом и укључује фактор обогаћења (Enrichment Factor) на местима где долази до таложења. Последња верзија модела *WaTEM/SEDEM 2005* је иста као претходна, с тим што укључује више токова али непропорционалне транспортне капацитете.

WaTEM/SEDEM модел захтева унос података као израчунате константе или растеризоване слојеве у *idrisi32* формату са *.rst* екстензијом. С обзиром на то да је модел просторно-дистрибутивног карактера, и да је потребно одређене параметре генерисати у ГИС слојеве, неопходно је задовољити одређене услове пре коришћења самог модела:

- Сви ГИС слојеви морају имати исту просторну резолуцију. Модел је изворно калибрисан за просторну резолуцију 20×20 метара, док су у раду коришћени лејери резолуције 10×10 метара, за коју је модел у дисертацији и калибрисан.

- Сви ГИС слојеви морају покривати исто подручје проучавања, тј. имати исти број редова и колона. Препорука је да ГИС слојеви покривају неколико пиксела изван граница подручја проучавања. У супротном, модел ће границу третирати као површину под великим нагибом.

- Сви улазни подаци морају бити стварни бројеви (*real*) или бројеви са помичним зарезом (*floating point*) уколико се ради о растерском типу података, осим за фактор еродибилности, речну мрежу, начин коришћења земљишта и *Ptef (parcel trap efficiency)* фајл, који морају бити *integer* типа, тј. цео број.

У докторској дисертацији је коришћена верзија *WaTEM/SEDEM for metals*. Прва два модула симулирају процес ерозије, трећи рачуна депозицију ерозионог материјала и транспорт наноса према хидрографској мрежи, док четврти квантификује количину тешких метала везаног за нанос. Ова верзија подразумева да је транспортни капацитет (T_c) пропорционалан, и да се потенцијално може јавити јаружаста ерозија (Desmet и Govers, 1995; Van Oost et al., 2000; Van Rompaey et al., 2001) а рачуна се према следећој формули:

$$T_c = kT_c \times Eprg = kT_c \times R \times K \times (LS - 4,12 \times Sg \times 0,8)$$

при чему је:

kT_c – коефицијент транспортног капацитета

$Eprg$ – потенцијална јаружаста ерозија

Sg – нагиб падине

R, K, LS – фактори из USLE једначине

Коришћени су следећи улазни параметри:

- Дигитални елевациони модел (*DEM*). Овај фајл је неопходан за прорачун нагиба сливне површине, који касније улазе у прорачун (Desmet, 1977).

- Карта са парцелама (*Parcel Map*) – рекласификована карта начина коришћења земљишта. Сваки од начина коришћења земљишта има своју задату вредност (*identifier*), која омогућује да се урачуна заједнички ефекат граница начина коришћења земљишта на правац и успоравање отицања, и задржавање наноса. Задате вредности за класе начина коришћења земљишта су:

- -2 – путна инфраструктура и објекти
- -1 – реке и водене површине
- 0 – површине изван проучаваног подручја
- 1-n – пољопривредне површине; максималан број (n) дефинише број поља, чије вредности могу ићи до 10000
- 10000 – шуме
- 20000 – пашњаци

- Карта речних токова (*River Map*) – подразумева хидрографску мрежу проучаваног подручја, приказану са класама (редовима) водотокова. Наведени слој је опциони. Уколико се изостави, модел симулира транспорт наноса кроз јединствен ток. Међутим, за већа подручја и развијену хидрографску мрежу, корисно је проценити количине наноса које одређени токови виших редова пронесу у токове нижих редова. Ова карта се добија из векторског слоја, а речни сегменти (токови) су повезани, што је садржано у текстуалном фајлу (*.rou*). За потребе докторске дисертације, ова карта је укључена у прорачун.

- Начин коришћења земљишта (*Crop Factor*) – У оквиру овог параметра у моделу, могуће је унети вредности фактора за пољопривредне површине, шуме и пашњаке. Међутим, уколико проучавано подручје садржи додатне класе начина коришћења земљишта, могуће је генерисати карту и за сваку класу унети одговарајућу вредност. За потребе докторске дисертације, фактор C је генерисан преко рекласификованог сателитског снимка резолуције 10×10 метара, исто као за USLE модел.

- Осетљивост земљишта на плувијалну ерозију и површинско отицање (*Soil Erodibility Factor*) је изражена преко једначине примењене у USLE моделу.

- *Ptef - Parcel Trap Efficiency* представља ефикасност одређеног начина коришћења земљишта да задржи нанос, и редукује његов транспорт. Може се унети као растерски приказ (карта) или као вредност добијена мерењима на терену. Према Van Rompaey (2007) усвојене (препоручене) вредности су 0 за пољопривредно земљиште а 75 за шуме и пашњаке.

- Конективност парцелних јединица (*Parcel connectivity*) – је представљена као пропустљивост границе одређеног начина коришћења земљишта, а одређује однос задржавања површинског отицаја на ободима парцелних јединица. Вредности су дате у процентима, а препорука је да се користи 0 за пољопривредно земљиште а 75 за шуме (Van Rompaey, 2007).

- Уколико у сливу постоје акумулације и одређене природне депресије (*Ponds*), потребно их је растерски урачунати у симулацију модела, како би се диференцирала вредност укупне продукције ерозионог материјала у сливу, као и количина наноса која једним делом завршава у овим акумулацијама, а један део се путем речних токова проноси из слива.

- Утицај топографије на продукцију ерозионог материјала и пронос наноса у сливу (*LS Factor*) је изражен преко једначине примењене у USLE моделу. У моделу, постоји могућност

одабира математичког прорачуна овог параметра, према Wischmeier и Smith (1978), McCool (1987, 1989), Govers (1991) и Nearing (1997).

- Фактор ерозивности (*R factor*) се у модел уноси као једна вредност уколико се ради о микросливовима, или растерски, генерисан кроз карту фактора еродибилности за већа подручја где постоји варијабилност годишњих количина падавина.

- Да би модел имао ширу примену, потребно је преко вредности коефицијената транспортног капацитета (*kTc*) калибрисати и валидирати модел. Елементи због којих би, такође, требало вршити калибрацију су промена растерске резолуције, промена вредности која одражава ефикасност парцелних јединица да задрже нанос на свом ободу или промена конективности парцелних јединица. Транспорти капацитет (*Tc*) представља максималну количину наноса која се може транспортовати површинским отицајем. Пренос наноса је пропорционалан коефицијенту транспортног капацитета и уколико је транспортни капацитет мањи од продукције наноса, у том случају ће нанос да се таложи. У моделу постоји само опција мануалног уноса коефицијената транспортног капацитета, што захтева доста времена како би се модел калибрисао. Калибрација модела подразумева оптимизацију $kT_{c_{low}}$, $kT_{c_{high}}$ и $kT_{c_{limit}}$ вредности. Калибрација модела је рађена на основу мерења наноса за период од новембра 2015. до јануара 2017. године.

- Постоји могућност уноса вредности запреминске масе земљишта и коефицијента транспортног капацитета за ораничне површине. Међутим, услед недостатка мерених података о ерозионим процесима на обрадивим површинама, коришћена је моделом задата вредност.

- Моделом се симулира дистрибуција и таложење неких тешких метала и фосфора. Применом модела, у докторској дисертацији, су одређене количине и следећих тешких метала који се проносе и таложе (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni, Zn). У модел се уносе вредности концентрације наведених елемената, уколико се предикција ради за мање сливове или парцелне јединице, или растерски, за већа подручја проучавања. У докторској дисертацији, коришћене су карте просторне дистрибуције тешких метала за сваки микрослив посебно, које су добијене ЕВК интерполацијом мерених вредности. Поред вредности концентрација наведених елемената, унете су и вредности фактора обогаћења за сваки метал. Фактор обогаћења у овом случају представља однос концентрација тешких метала у суспендованом и вученом наносу или земљишту.

Модел дозвољава одабир јединица у којима се изражавају потенцијални губици земљишта. Прва опција је интензитет ерозионих процеса изражен у $t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$ а постоји и могућност прорачуна дебљине еродираниог слоја (спраног) земљишта, израженог у $mm \cdot god^{-1}$.

Излазни параметри

У оквиру модела, након прорачуна, интерфејс приказује неке од резултата, док се карте смештају у фолдер са улазним параметрима. Приказани су следећи резултати прорачуна:

- *Укупна продукција наноса* (*t*) која представља укупну количину ерозионог материјала која се „продукује“ тј. покрене у сливу;

- *Укупна депозиција наноса* (*t*) која представља количину покренутог материјала који се исталожи у сливу;

- *Укупан експорт наноса* (t) који представља количину наноса која се изнесе са анализираних површина;
- *Укупан експорт реком* (t) који представља количину наноса која се изнесе са анализираних површина кроз хидрографску мрежу;
- *Укупна депозиција у депресијама* (t) представља количину наноса који се депонује у акумулацијама, језерима и другим природним увалама и депресијама.

Излазне карте значајне за потребе дисертације су:

- *Нето губици земљишта* услед водне ерозије у сливу, изражени у $t \cdot ha^{-1}$ на једном пикселу. Вредности могу бити позитивне (депозиција покренутог материјала) и негативне (активан процес ерозије);
- *Нето продукција метала* у сливу, уколико се рачуна дистрибуција и продукција метала, са позитивним и негативним вредностима, а изражена у $g \cdot m^{-2}$.

Модел као излазне параметре даје карте које садрже све равне делове слива које прорачунава на основу DEM фајла, карте које садрже све депресионе карактеристике слива, карте са улазно/излазним количинама наноса по пикселу, карте са улазно/излазним количинама метала по пикселу, карту површина потребних за прорачуне унутар модела.

4.6.3.1 Калибрација модела и валидација

WaTEM/SEDEM модел процењује средње годишње губитке земљишта дугорочно, као и пронос наноса. Модел је примењиван у сливовима различитих рељефних карактеристика, од сливова на лесним заравнима до брдских предела (Van Rompaey et al., 2001; Van Rompaey et al., 2001b; Verstraeten et al., 2002; Van Rompaey et al., 2003; Van Rompaey et al., 2005; Verstraeten et al., 2007). Ерозиона компонента модела се базира на RUSLE методологији:

$$E = R \times K \times LS^2 \times C \times P$$

Пошто се нанос који се продукује у сливу делом изнесе из слива речним током, а делом депонује у сливу, на нивоу пиксела се прорачунава капацитет транспорта наноса на годишњем нивоу. Транспортни капацитет се рачуна као производ површинске и браздасте ерозије са константом која се назива коефицијент транспортног капацитета (kTC), и успешно се примењује у сливовима где јаружаста ерозија није важна компонента (de Vente et al., 2007). Транспортни капацитет се рачуна према следећој формули:

$$TC = kTC \times R \times K \times A^{1,4} \times S^{1,4}$$

где је:

TC – транспортни капацитет ($kg \cdot m^{-2} \cdot god^{-1}$)

kTc – коефицијент транспортног капацитета

R, K – фактор ерозивности и еродибилности у RUSLE једначини

A – површина која гравитира одређеном пикселу (m^2)

S – пад терена ($m \cdot m^{-1}$)

Коефицијент транспортног капацитета одражава утицај вегетације на транспорт и користи се за калибрацију модела. За сливове помоћу којих је вршена калибрација, модел је калибрисан променом вредности коефицијента транспортног капацитета (kTc) за две супротне класе начина коришћења земљишта тј. за шуме и за обрадиве површине. Разлог томе је одраз различитог утицаја ерозионих процеса и транспорта наноса површинским отицајем, на осетљивост земљишта. Вредности коефицијената транспортног капацитета се дефинишу као kTc_{low} , тј. вредности које се користе за површине са густим вегетационим склопом, и kTc_{high} вредности које се користе за површине необрасле вегетацијом, као што су пољопривредне површине или голети.

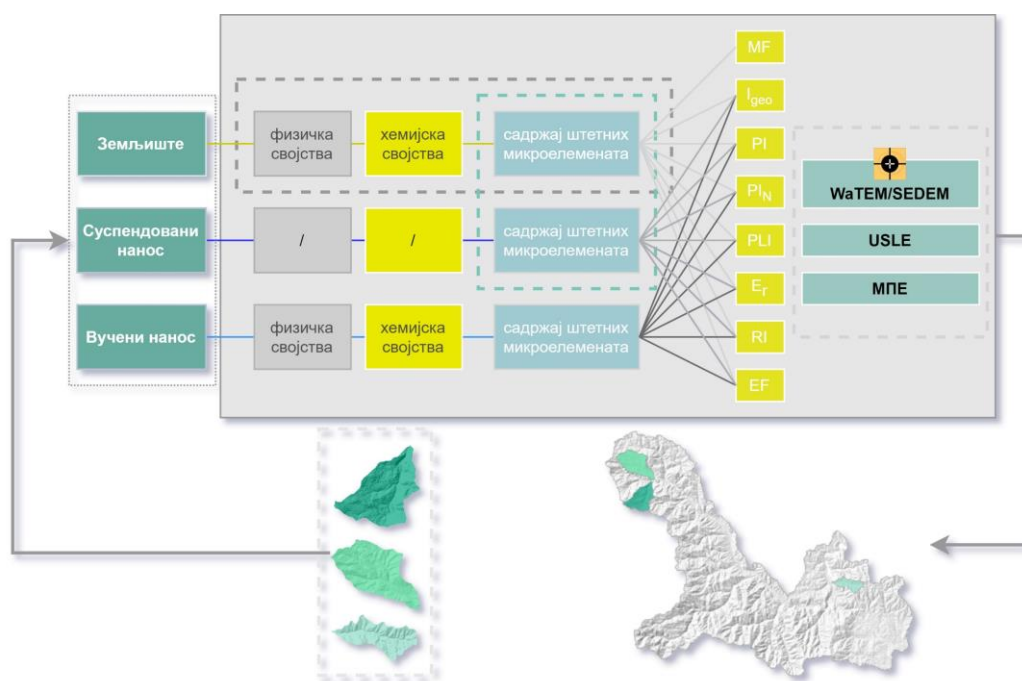
Калибрација се састоји у следећем процесу: од три микрослива, два су узета за калибрацију (слив Поломске и Богишке реке) док је један микрослив коришћен за валидацију (слив Рогавске реке). Процес подразумева симулацију ерозионих процеса са сваком могућом комбинацијом kTc_{low} и kTc_{high} вредности, за одговарајући начин коришћења земљишта, тј. задату kTc_{limit} вредност. Овакав вид симулације ерозионих процеса омогућује упоређивање мерених и процењених вредности губитака земљишта за сваку комбинацију kTc параметара. За сваку комбинацију рачуна се коефицијент ефикасности модела (ME) који треба да покаже оптималан сет kTc_{low} и kTc_{high} вредности. С обзиром на то да се вредности ових коефицијената не знају унапред, за kTc_{low} су узимане вредности од 0 до 10 са интервалом од 0,05 док су за kTc_{high} коришћене вредности у опсегу од 0 до 30 са интервалом од 0,1. Ефикасност модела се добија према следећој формули (Nash и Sutcliffe, 1970):

$$ME = \frac{\sum(Y_{obs} - Y_{pred})^2}{\sum(Y_{obs} - Y_{mean})^2}$$

где је ME – ефикасност модела, Y_{obs} је мерена вредност, Y_{pred} је вредност добијена моделом, а Y_{mean} је средња мерена вредност. Вредности ME се крећу од $-\infty$ до 1. Модел даје тачније резултате уколико је ME вредност ближа 1. На основу ME коефицијента, могуће је утврдити које су оптималне вредности kTc_{high} и kTc_{low} параметара, које касније служе за валидацију модела, али и апликацију на другим сливовима. У литератури се наводе различите вредности којима су модели оцењени на основу ME коефицијента. Уколико је вредност $ME \leq 0,5$ модел даје незадовољавајуће резултате, уколико је $0,5 < ME < 0,65$ модел даје задовољавајуће резултате, ако је $0,65 < ME < 0,75$ модел је оцењен као добар, док уколико је вредност $ME > 0,75$ онда је модел оцењен као веома добар (Moriasi et al., 2007). Други аутори (Ritter и Muñoz-Carpena, 2013) наводе граничне вредности које се користе у оцени модела: $ME = 0,65$ (прихватљива), $ME = 0,8$ (добра) и $ME = 0,9$ (веома добра).

5 РЕЗУЛТАТИ И ДИСКУСИЈА

Резултати истраживања обухватају анализу физичко-хемијских својстава земљишта и вученог наноса, као и анализу садржаја штетних микроелемената, у циљу процене стања квалитета земљишта и наноса (вученог и суспендованог). Квантификација ерозионих процеса вршена је применом USLE, МПЕ и WaTEM/SEDEM модела. Посебан сегмент представљен је кроз калибрацију и валидацију WaTEM/SEDEM модела, и примену калибрисаних параметара на слив Расине. Ток анализе резултата приказан је на шеми испод.



5.1 Проучавање земљишта

5.1.1 Морфолошке карактеристике земљишта

На основу детаљних теренских проучавања и лабораторијских анализа, дефинисана земљишта проучаваних микрослива су сврстана према референтној светској бази (WRB – World Reference Base) у следеће групе: I групу представљају колувијална земљишта (делувијална) – Colluvic Regosol (Eutric), II групу представљају хумусно-силикатна земљишта – Leptic Umbrisol (Eutric), Mollic Leptosol (Eutric), Naplic Umbrisol (Dystric), III групу представљају еутрична смеђа земљишта – Naplic Cambisol (Eutric), Vertic Cambisol (Eutric), IV групу представљају флувијативна ливадска земљишта – Naplic Fluvisol (Eutric). На слици 11 (поглавље 4.1), приказан је просторни распоред земљишних профила отворених током 2015. године, као и профила узетих из базе пројекта ИИИ43007 и ICPF мониторинга. Профили су геолоцирани, детаљно описани, и у даљем тексту се наводе морфолошке карактеристике. Типови земљишта су дати према класификацији земљишта Југославије (Škorić i sar., 1985) и WRB класификацији (IUSS Working Group, 2015; а према ревизији националне класификације – пројекат „Усклађивање номенклатуре основне педолошке карте са WRB класификацијом“ из 2011. године).

5.1.2 Преглед типова земљишта према издвојеним групама

Колувијална земљишта (делувијална)

Профил 4-2015

Локалитет: слив Поломске реке, село Рогавчина, ливада до вододелнице. Присутни урвински процеси, десно од мање јаруге којом тече вода.

Експозиција: зараван

Надморска висина: 743 mnm

Начин коришћења: ливада, са по којим стаблом крушке, јасена, црним бором у јарузи

- А (0-35 cm) – жућкасто-смеђе боје, глиновито песковита иловача, скелетно око 15 %, на дубини од 35 cm, присутни оксидо-редукциони процеси
- С (> 40 cm) – серпентинит

Тип земљишта: Еутрично силикатни колувијални нанос

Подтип: еутрично

Варијетет: с превагом земљишног материјала оглејено

Форма: иловасто

WRB: Colluvic Regosol (Eutric)

Профил 6-2015

Локалитет: слив Рогавске реке, село Рогавчина

Експозиција: зараван на пропланку испод вододелнице

Надморска висина: 1093 mnm

Начин коришћења: букова шума

- А (0-10 cm) – жућкасто-смеђе боје, иловасте текстуре, скелетно око 30 %,
- (А) (10-40 cm) – жућкасто-смеђе боје, иловасте текстуре, скелетност око 40 %

Тип земљишта: Хумусно-силикатно земљиште

Подтип: еутрично

Варијетет: колувијални

Форма: иловасто

WRB: Colluvic Regosol (Eutric)

Профил 10-2015

Локалитет: слив Поломске реке, одељење 70д, ГЈ Жељин

Експозиција: SE

Надморска висина: 892 mnm

Начин коришћења: површина пошумљена белим и црним бором пре 30 година, обрасло травом, местимично се јављају клека и подмладак храста, површина скелетна око 40 %

- А (0-35/40 cm) – мрке боје, песковита иловача по текстури до 10 cm а испод глиновитије, проткано корењем, са дубином скелетност се повећава до 10 %
- АС > 35 cm – у распадању

Тип земљишта: Еутрично силикатни колувијални нанос

Подтип: еутрично

Варијетет: с превагом детритуса неоглејено

Форма: песковито

WRB: Colluvic Regosol (Eutric)

Профил 11-2015

Локалитет: слив Поломске реке, село Рогавчина

Експозиција: SE-E

Надморска висина: 735 mnm

Начин коришћења: напуштен воћњак крушке, трешње

- A (0-50 cm) – смеђе боје, глиновито иловасте текстуре, проткан корењем трава, а слој од 10 cm, ситан грус серпентинита, вероватно пренет са виших делова
- AC (> 50 cm) – грус у распадању, глинци

Тип земљишта: Еутрично силикатни колувијални нанос

Подтип: еутрично

Варијетет: с превагом детритуса неоглејено

Форма: песковито

WRB: Colluvic Regosol (Eutric)

Хумусно-силикатна земљишта

Профил 1-2015

Локалитет: слив Поломске реке, село Рогавчина

Експозиција: SE-E

Надморска висина: 735 mnm

Начин коришћења: пољопривредно земљиште – ливада, средње деградирана

- A (0-10/15 cm) – мрке боје, песковито-иловасте текстуре, мрвичасте структуре, проткано корењем трава, присутан скелет серпентинита
- A (10/15-30 cm) – смеђе боје, песковито-иловасте текстуре, скелетно 20 %
- C (> 30 cm) – серпентинит у распадању

Тип земљишта: Хумусно-силикатно земљиште

Подтип: еутрично

Варијетет: реголитично

Форма: иловасто

WRB: Leptic Umbrisol (Eutric)

Профил 5-2015

Локалитет: горњи део слива Рогавске реке, село Рогавчина

Експозиција: N

Надморска висина: 839 mnm

Начин коришћења: шума букве

- Ol (1,5 cm) – прошлогодишње лишће
- A (0-15 cm) – мрке боје, иловасте текстуре, мрвичасте структуре, скелетно око 7 %
- AC (15-40 cm) – мрке боје, глиновито песковита иловача, ситан грус, скелетно > 80 %
- C (> 40 cm) – серпентинит

Тип земљишта: Хумусно-силикатно земљиште

Подтип: еутрично

Варијетет: реголитично

Форма: иловасто

WRB: Leptic Umbrisol (Eutric)

Профил 7-2015

Локалитет: слив Рогавске реке, село Рогавчина

Експозиција: Е

Надморска висина: 989 mnm

Начин коришћења: култура белог бора, пошумљено пре 30 година, 91к одељење, ГЈ Жељин

- А (0-20 cm) – тамне боје, иловасте текстуре, мрвичасте структуре, проткан жилицама
- А (20-40 cm) – смеђе боје, мало скелетно, иловасте до глиновито иловасте текстуре, присутан скелет,
- АС (40-60 cm) – смеђе боје, глиновито иловасте текстуре, скелетнији од хоризонта изнад,
- > 60 cm – серпентинит у распадању

Тип земљишта: Хумусно-силикатно земљиште

Подтип: еутрично

Варијетет: реголитично

Форма: иловасто

WRB: Leptic Umbrisol (Eutric)

Профил 9-2015

Локалитет: слив Рогавске реке, одељење 92е, ГЈ Жељин

Експозиција: W

Надморска висина: 868 mnm

Начин коришћења: површина где је након чисте сече формирана састојина смрче и црног бора

- А (0-27 cm) – тамне боје, иловаста до песковита иловаста текстура, мрвичасте структуре, проткано корењем, скелетно око 40 %, видљиви крупни комади стене на површини
- С > 27 cm – глинци

Тип земљишта: Хумусно-силикатно земљиште

Подтип: еутрично

Варијетет: реголитично

Форма: иловасто

WRB: Leptic Umbrisol (Eutric)

Профил 15-2015

Локалитет: горњи део слива Богишке реке

Експозиција: SW

Надморска висина: 540 mnm

Начин коришћења: запуштени шљивик обрастао високом травом

- А (0-25 cm) – мрко-смеђе боје, песковита иловача, скелетан око 20 %,
- С (> 25 cm) – шкриљци у распадању

Тип земљишта: Хумусно-силикатно земљиште

Подтип: еутрично

Варијетет: реголитично

Форма: песковито, слабо скелетно

WRB: Leptic Umbrisol (Eutric)

Профил 2-2015

Локалитет: слив Поломске реке, село Рогавчина

Експозиција: W

Надморска висина: 751 mnm

Начин коришћења: напуштена површина – крш

- AC (0-10 cm) – мрке боје, иловасте текстуре, мрвичасте структуре, скелетно 80 %
- C – серпентинит

Тип земљишта: Хумусно-силикатно земљиште

Подтип: еутрично

Варијетет: литично

Форма: иловасто

WRB: Mollic Leptosol (Eutric)

Профил 13-2015

Локалитет: слив Богишке реке, село Богише, одељење 11e(a)

Експозиција: S

Надморска висина: 478 mnm

Начин коришћења: пошумљена површина црним бором, пре 35 година, сада се јављају изданци храста и јасике

- Ol – прошлогодишње лишће и четине, каменитост на површини око 60 %
- A (0-35 cm) – мрке боје, иловаст песак, присутан скелет око 15 % до 20 cm, а испод до 30 % са ситним корењем
- AC (> 35 cm) – мрке боје, иловаст песак, присутан грус у распадању, скелетно око 40 %
- C (> 45 cm) – шкриљци

Тип земљишта: Хумусно-силикатно земљиште

Подтип: дистрично

Варијетет: реголитично

Форма: иловасто, средње скелетно

WRB: haplic Umbrisol (Dystric)

Профил 14-2015

Локалитет: слив Богишке реке

Експозиција: S

Надморска висина: 553 mnm

Начин коришћења: шума храста, са изданцима црног бора, црног јасена, обрасло травом

- Ol – прошлогодишње лишће и четине, обрасло травом, на површини каменито око 40 %
- A (0-30 cm) – мрке окер боје, иловаст песак, присутно ситно корење скелетно око 25 %,
- AC (30-40 cm) – мрке боје, иловаст песак, са грусом у распадању скелетно око 30 %,
- C (> 40 cm) – шкриљци

Тип земљишта: Хумусно-силикатно земљиште

Подтип: дистрично
Варијетет: реголитично
Форма: иловасто, средње скелетно
WRB: Naplic Umbrisol (Dystric)

Еутрична смеђа земљишта

Профил 8-2015

Локалитет: слив Рогавске реке, одељење 826, ГЈ Жељин

Експозиција: Е

Надморска висина: 968 mnm

Начин коришћења: посечена шума букве

- О1 (до 2 cm) – лишће прошлогодишње, нераспаднуто и полураспаднуто, скелетно на површини
- А (0- 22 cm) – тамно-смеђе боје, глиновито иловасте текстуре, проткан корењем, скелетно око 10 %
- (В) (22-70 cm) – смеђе боје, глиновито иловасте текстуре, видљиво корење букве, скелетно око 15-20 %
- (В) С (> 70 cm) – као хоризонт изнад али са присутним одломцима скелета
- С (> 120 cm) – серпентинисани харцбургити

Тип земљишта: Еутрично смеђе земљиште

Подтип: на перидотитима

Варијетет: вертикално

Форма: глиновито

WRB: Naplic Cambisol (Eutric)

Профил 16-2015

Локалитет: слив Богишке реке, приватни малињак

Експозиција: SW

Надморска висина: 436 mnm

Начин коришћења: засад малина

- А (0-55 cm) – мрко-смеђе боје, глиновито песковита иловача, видљив унос органског ђубрива
- (В) (55-90 cm) – смеђе боје, глиновито песковита иловача, присутан ситан скелет
- (В)С (> 90 cm) – језерски седименти

Тип земљишта: Еутрично смеђе земљиште

Подтип: на језерским седиментима

Варијетет: типично

Форма: иловасто, слабо скелетно

WRB: Vertic Cambisol (Eutric)

Флувијативна ливадска земљишта

Профил 3-2015

Локалитет: слив Поломске реке, село Рогавчина, лева обала реке

Експозиција: зараван

Надморска висина: 752 mnm

Начин коришћења: ливада (пољопривредно земљиште)

- А (0-10 cm) – мрке боје, песковита иловача, без скелета
- I (10-20 cm) – мрке боје, глиновито песковита иловача, без скелета
- I (20-40 cm) – мрке боје, глиновито песковита иловача, са мало скелета до 10 %
- II > 40 cm – иловасто-глиновит алувијални нанос

Тип земљишта: Флувијално ливадско земљиште

Подтип: некарбонатно

Варијетет: плитко

Форма: иловасто

WRB: haplic Fluvisol (Eutric)

Профил 12-2015

Локалитет: слив Богишке реке, село Богише, алувијум десне обале

Експозиција: зараван

Надморска висина: 421 mnm

Начин коришћења: ливада

- I (0-10 cm) – мрке боје, иловаст песак, скелетно око 70 %, крупнији комади камена, корење трава
- II (10-20 cm) – мрке боје, иловаст песак, проткано корењем трава, скелетност расте са дубином преко 70 %
- III (20-40 cm и преко 60 cm) – мрке боје, иловаст песак, скелетност расте са дубином преко 80 %

Тип земљишта: Флувијално ливадско земљиште

Подтип: некарбонатно

Варијетет: средње дубоко

Форма: иловасто, јако скелетно

WRB: haplic Fluvisol (Eutric)

Табела 22 – Процентуално учешће типова земљишта на профилима проучаваних микрослива.

| Тип земљишта | Процентуално учешће (%) |
|---------------------------|-------------------------|
| Colluvic Regosol (Eutric) | 25 |
| Leptic Umbrisol (Eutric) | 31,3 |
| Mollic Leptosol (Eutric) | 6,3 |
| haplic Umbrisol (Dystric) | 12,5 |
| haplic Cambisol (Eutric) | 6,3 |
| Vertic Cambisol (Eutric) | 6,3 |
| haplic Fluvisol (Eutric) | 12,5 |

У табели 22 су приказани типови земљишта и њихово процентуално учешће у проучаваним микросливовима, а сви анализирани профили у сливу Расине су подељени у следеће групе: дистрична смеђа земљишта, еутрична смеђа земљишта, дистрична хумусно-силикатна земљишта, еутрична хумусно-силикатна земљишта, алувијална земљишта, лесивирана земљишта и рендзине.

5.1.3 Основна физичка и хемијска својства земљишта проучаваног подручја

5.1.3.1 Механички састав земљишта

Механички састав земљишта представља процентуално учешће честица разичитих величина, а разликује се у зависности од типа земљишта, као и од геолошке подлоге и других педолошких својстава.

За профиле из слива Поломске, Рогавске и Богишке реке, у табели 23 је приказан гранулометријски састав. За све профиле у сливу Расине, у табели 24 су приказани опсези и средње вредности према типу земљишта.

Дистрична смеђа земљишта припадају класи песковитих иловача. Ово су земљишта која заузимају 2,4 % површине у сливу реке Расине. Садржај глине расте са дубином и креће се у опсегу од 17,32 % у површинском слоју до 22,05 % у слоју од 20-40 cm. Због механичког састава, хигроскопне влаге највише има у најдубљем слоју, иако се вредности по дубини не разликују значајно. Смеђа земљишта се формирају на равним теренима, и блажим нагибима, на различитој геолошкој подлози, а карактерише их (B) хоризонт.

Еутрична смеђа земљишта, која су тесктурно у класи песковитих иловача, карактеришу се садржајем укупног песка који опада са дубином, и укупном глином чији је садржај највећи у слоју земљишта дубљем од 20 cm, и креће се у распону од 29,49 до 78,6 %. Смеђа земљишта се у оквиру проучаваних микрослива налазе на стрмијим теренима, подложна су ерозији, и углавном су под шумском вегетацијом, а могу бити и под пољопривредним површинама.

Табела 23 – Основна физичка својства земљишта проучаваних микрослива

| Профил бр. | Дубина cm | Хигроскопна влага % | Песак 2–0,02 mm | Прах 0,02–0,002 mm | Глина < 0,002 mm | Укупна глина < 0,02 mm |
|--------------------------------|-----------|---------------------|-----------------|--------------------|------------------|------------------------|
| Поломска река | | | | | | |
| 1. Колувијална земљишта | | | | | | |
| 1.1. Colluvic Regosol (Eutric) | | | | | | |
| 4-2015 | 0-10 | 5,91 | 34,60 | 31,70 | 33,70 | 65,40 |
| | 10-20 | 6,45 | 31,10 | 30,90 | 38,00 | 68,90 |
| | 20-40 | 6,23 | 30,20 | 30,10 | 39,70 | 69,80 |
| 10-2015 | 0-10 | 3,77 | 61,30 | 18,80 | 19,90 | 38,70 |
| | 10-20 | 4,02 | 56,90 | 20,10 | 23,00 | 43,10 |
| | 20-40 | 3,96 | 66,40 | 8,80 | 24,80 | 33,60 |

| Профил бр. | Дубина cm | Хигроскопна влага | Песак | Прах | Глина | Укупна глина |
|--|--------------|----------------------|-----------|---------------|------------|-----------------|
| | | % | 2-0,02 mm | 0,02-0,002 mm | < 0,002 mm | < 0,02 mm |
| 11-2015 | 0-10 | 5,93 | 42,70 | 30,80 | 26,50 | 57,30 |
| | 10-20 | 6,01 | 40,60 | 30,10 | 29,30 | 59,40 |
| | 20-40 | 6,55 | 40,10 | 28,50 | 31,40 | 59,90 |
| 2. Хумусно-силикатна земљишта | | | | | | |
| 2.1. Leptic Umbrisol (Eutric) | | | | | | |
| 1-2015 | 0-10 | 2,53 | 73,30 | 17,70 | 9,00 | 26,70 |
| | 10-20 | 2,64 | 69,70 | 17,20 | 13,10 | 30,30 |
| | 20-40 | 2,50 | 72,30 | 13,70 | 14,00 | 27,70 |
| 2.2. Mollic Leptosol (Eutric) | | | | | | |
| 2-2015 | 0-10 | 1,80 | 82,20 | 11,00 | 6,80 | 17,80 |
| 3. Флувијална ливадска земљишта | | | | | | |
| 3.1. Haplic Fluvisol (Eutric) | | | | | | |
| 3-2015 | 0-10 | 4,21 | 50,30 | 35,40 | 14,30 | 49,70 |
| | 10-20 | 3,09 | 39,70 | 37,30 | 23,00 | 60,30 |
| | 20-40 | 2,47 | 46,50 | 28,60 | 24,90 | 53,50 |
| Рогавска река | | | | | | |
| 1. Хумусно-силикатна земљишта | | | | | | |
| 1.1. Leptic Umbrisol (Eutric) | | | | | | |
| 5-2015 | 0-10 | 5,11 | 40,80 | 35,40 | 23,80 | 59,20 |
| | 10-20 | 4,68 | 54,80 | 22,20 | 23,00 | 45,20 |
| | 20-40 | 4,13 | 59,90 | 17,00 | 23,10 | 40,10 |
| 7-2015 | 0-10 | 3,68 | 43,40 | 41,00 | 15,60 | 56,60 |
| | 10-20 | 2,96 | 45,10 | 39,60 | 15,30 | 54,90 |
| | 20-40 | 2,34 | 45,80 | 38,90 | 15,30 | 54,20 |
| 9-2015 | 0-10 | 3,56 | 44,20 | 42,30 | 13,50 | 55,80 |
| | 10-20 | 3,35 | 42,20 | 42,60 | 15,20 | 57,80 |
| 1.2. Colluvic Regosol (Eutric) | | | | | | |
| 6-2015 | 0-10 | 2,68 | 46,20 | 37,40 | 16,40 | 53,80 |
| | 10-20 | 2,00 | 47,50 | 34,90 | 17,60 | 52,50 |
| | 20-40 | 1,92 | 36,00 | 43,20 | 20,80 | 64,00 |
| 2. Еутрична смеђа земљишта | | | | | | |
| 2.1. Haplic Cambisol (Eutric) | | | | | | |
| 8-2015 | 0-10 | 3,87 | 23,20 | 48,50 | 28,30 | 76,80 |
| | 10-20 | 3,8 | 22,80 | 46,60 | 30,60 | 77,20 |
| | 20-40 | 3,49 | 21,40 | 46,10 | 32,50 | 78,60 |
| Богинска река | | | | | | |
| 1. Флувијална ливадска земљиште | | | | | | |
| 1.1 Haplic Fluvisol (Eutric) | | | | | | |
| 12-2015 | 0-10 | 1,03 | 78,10 | 15,00 | 6,90 | 21,90 |
| | 10-20 | 0,99 | 80,30 | 12,10 | 7,60 | 19,70 |
| | 20-40 | 0,89 | 80,60 | 11,50 | 7,90 | 19,40 |

| Профил бр. | Дубина cm | Хигроскопна влага % | Песак 2–0,02 mm | Прах 0,02–0,002 mm | Глина < 0,002 mm | Укупна глина < 0,02 mm |
|--------------------------------------|--------------|---------------------------|--------------------|-----------------------|---------------------|------------------------------|
| 2. Хумусно-силикатна земљишта | | | | | | |
| 2.1. Haplic Umbrisol (Dystric) | | | | | | |
| 13-2015 | 0-10 | 1,4 | 80,90 | 11,90 | 7,20 | 19,10 |
| | 10-20 | 1,38 | 77,40 | 14,30 | 8,30 | 22,60 |
| | 20-40 | 1,24 | 78,30 | 13,30 | 8,40 | 21,70 |
| 14-2015 | 0-10 | 1,56 | 78,40 | 14,20 | 7,40 | 21,60 |
| | 10-20 | 1,33 | 78,40 | 14,30 | 7,30 | 21,60 |
| 2.2. Leptic Umbrisol (Eutric) | | | | | | |
| 15-2015 | 0-10 | 1,35 | 69,60 | 19,80 | 10,60 | 30,40 |
| | 10-20 | 1,22 | 71,60 | 18,20 | 10,20 | 28,40 |
| 3. Еутрична смеђа земљишта | | | | | | |
| 3.1. Vertic Cambisol (Eutric) | | | | | | |
| 16-2015 | 0-10 | 2,05 | 53,60 | 25,50 | 20,90 | 46,40 |
| | 10-20 | 2,18 | 50,10 | 26,00 | 23,90 | 49,90 |
| | 20-40 | 2,38 | 49,60 | 24,00 | 26,40 | 50,40 |

Дистрична хумусно-силикатна земљишта слива Расине су нешто лакшег механичког састава у односу на еутрична хумусно-силикатна земљишта, и углавном припадају песковито-иловастим земљиштима. Садржај укупне глине се смањује са дубином, и креће се у распону од 19,10 до 44,10 % са средњом вредношћу од 29,63 % у слоју до 10 cm па све до 26,5 % у дубљим слојевима. Укупан песак се повећава са дубином, и креће се до 73,50 % у дубљим слојевима. Садржај хигроскопне влаге се повећава са повећањем садржаја фракције праха и глине, и не прелази 3 %.

Еутрична хумусно-силикатна земљишта су карактеристична за брдско-планинске пределе, изложена су ерозији и углавном су плитка. На подручју слива Расине се карактеришу неуједначеним садржајем текстурних фракција, како по дубини профила, тако и просторно у оквиру проучаваног подручја. Садржај укупног песка опада са дубином, и процентуално је најзаступљенији у површинским слојевима (0 – 10 cm), чије се вредности крећу у распону од 34,6 до 77,5 %, и средњом вредношћу од 55,9 %. Садржај укупне глине у овим земљиштима се процентуално највише јавља у слоју од 20 до 40 cm, са средњом вредношћу од 46,34 % при чему се максималне вредности садржаја честица < 0,002 mm јављају у дубљим слојевима, тако да генерално, садржај ове фракције расте са дубином. Према текстури, припадају песковитим иловачама и иловачама, а ређе песковито-глиновитим иловачама.

Рендзине су земљишта која се у сливу Расине, простиру на око 1000 ha, а по текстури припадају песковитим иловачама и иловачама. Ова земљишта су развијена у брдско-планинским подручјима, на карбонатним супстратима. Садржај укупне глине расте значајно са дубином, тако да се средње вредности крећу од 31,38 % у површинском слоју, па све до 63,6 % у слоју преко 20 cm. Укупан песак опада са дубином, а најниже вредности су у слоју од 10-20 cm (просечно 35,4 %), док је највећи садржај укупног песка у површинском слоју са вредностима до 82,2 %.

Алувијална земљишта на проучаваном подручју припадају песковито-иловастим земљиштима, што указује на добру водопропустљивост. Садржај укупног песка се повећава са дужином, и вредности се крећу до 80,6 %. Садржај праха се смањује са дужином, у распону од 11,5 % до скоро 37,3 % у слоју од 10 до 20 cm, као и фракција глине и колоида, при чему је садржај честица < 0,002 mm у површинском слоју у просеку 11,62 %. Ова земљишта су формирана у долинама река, на равним теренима и погодна су за пољопривредну производњу.

Табела 24 – Основна физичка својства типова земљишта у сливу Расине

| Дубина cm | Број профила | Вредност | Хигроскопна | Песак | Прах | Глина | Укупна |
|--|-----------------|----------|-------------|-----------|---------------|------------|--------------------|
| | | | влага % | 2–0,02 mm | 0,02–0,002 mm | < 0,002 mm | глина < 0,02 mm |
| Дистрично смеђе земљиште (Dystric Cambisol) | | | | | | | |
| 0-10 | 14 | сред. | 96,74 | 56,25 | 26,43 | 17,32 | 43,75 |
| | | мин. | 94,41 | 30,70 | 14,42 | 8,10 | 29,60 |
| | | макс. | 98,53 | 70,40 | 44,03 | 31,27 | 69,30 |
| 10-20 | 14 | сред. | 97,26 | 54,74 | 25,73 | 19,52 | 45,26 |
| | | мин. | 95,85 | 30,54 | 14,77 | 10,90 | 28,62 |
| | | макс. | 98,54 | 71,38 | 43,25 | 38,70 | 69,46 |
| 20-40 | 13 | сред. | 96,89 | 54,90 | 23,05 | 22,05 | 45,10 |
| | | мин. | 95,65 | 28,10 | 13,40 | 10,90 | 27,00 |
| | | макс. | 98,05 | 73,00 | 39,77 | 48,30 | 71,90 |
| Еутрично смеђе земљиште (Eutric Cambisol) | | | | | | | |
| 0-10 | 13 | сред. | 38,66 | 55,03 | 27,70 | 17,27 | 43,32 |
| | | мин. | 2,05 | 23,20 | 16,54 | 12,30 | 29,49 |
| | | макс. | 98,28 | 70,51 | 48,50 | 28,30 | 76,80 |
| 10-20 | 13 | сред. | 24,95 | 49,70 | 30,09 | 20,21 | 47,02 |
| | | мин. | 1,10 | 22,80 | 17,26 | 13,36 | 30,62 |
| | | макс. | 98,32 | 69,38 | 51,10 | 30,60 | 77,20 |
| 20-40 | 9 | сред. | 34,51 | 49,68 | 27,58 | 22,74 | 50,32 |
| | | мин. | 1,67 | 21,40 | 16,53 | 14,77 | 33,33 |
| | | макс. | 98,46 | 66,67 | 46,10 | 32,50 | 78,60 |
| Дистрично хумусно-силикатно земљиште (Dystric Leptosol, Umbric Leptosol (Dystric) Lithic Leptosol (Dystric) и Haplic Leptosol (Dystric)) | | | | | | | |
| 0-10 | 4 | сред. | 1,74 | 70,37 | 19,93 | 9,70 | 29,63 |
| | | мин. | 1,40 | 55,90 | 11,90 | 7,20 | 19,10 |
| | | макс. | 2,11 | 80,90 | 29,50 | 14,60 | 44,10 |
| 10-20 | 4 | сред. | 1,39 | 71,42 | 18,10 | 10,48 | 28,58 |
| | | мин. | 1,32 | 63,10 | 14,30 | 7,30 | 21,60 |
| | | макс. | 1,53 | 78,40 | 22,00 | 15,10 | 36,90 |
| 20-40 | 2 | сред. | 1,34 | 73,50 | 16,80 | 9,70 | 26,50 |
| | | мин. | 1,24 | 68,70 | 13,30 | 8,40 | 21,70 |
| | | макс. | 1,44 | 78,30 | 20,30 | 11,00 | 31,30 |

| Дубина cm | Број профила | Вредност | Хигроскопна | Песак | Прах | Глина | Укупна |
|--|-----------------|----------|-------------|-----------|---------------|------------|--------------------|
| | | | влага % | 2–0,02 mm | 0,02–0,002 mm | < 0,002 mm | глина < 0,02 mm |
| Еутрично хумусно-силикатно земљиште (Eutric Leptosol) | | | | | | | |
| 0-10 | 20 | сред. | 42,43 | 55,90 | 26,37 | 17,73 | 44,10 |
| | | мин. | 1,35 | 34,60 | 12,19 | 5,60 | 22,50 |
| | | макс. | 97,38 | 77,50 | 42,30 | 33,70 | 65,40 |
| 10-20 | 19 | сред. | 29,24 | 53,79 | 27,34 | 18,87 | 46,21 |
| | | мин. | 1,22 | 31,10 | 15,50 | 5,40 | 20,90 |
| | | макс. | 97,16 | 79,10 | 42,60 | 38,00 | 68,90 |
| 20-40 | 14 | сред. | 24,96 | 53,66 | 24,86 | 21,48 | 46,34 |
| | | мин. | 1,46 | 30,20 | 8,80 | 5,80 | 20,80 |
| | | макс. | 96,95 | 79,20 | 43,20 | 39,70 | 69,80 |
| Рендзина (Mollic Leptosol) | | | | | | | |
| 0-10 | 3 | сред. | 48,61 | 68,62 | 18,37 | 13,02 | 31,38 |
| | | мин. | 1,80 | 37,70 | 10,40 | 6,80 | 17,80 |
| | | макс. | 96,16 | 82,20 | 37,20 | 25,10 | 62,30 |
| 10-20 | 2 | сред. | 49,64 | 57,62 | 23,70 | 18,69 | 42,39 |
| | | мин. | 2,60 | 35,40 | 11,89 | 8,28 | 20,17 |
| | | макс. | 96,67 | 79,83 | 35,50 | 29,10 | 64,60 |
| 20-40 | 1 | сред. | 2,49 | 36,40 | 43,10 | 20,50 | 63,60 |
| | | мин. | 2,49 | 36,40 | 43,10 | 20,50 | 63,60 |
| | | макс. | 1,95 | 73,40 | 21,50 | 5,10 | 26,60 |
| Алувијално земљиште (Fluvisol) | | | | | | | |
| 0-10 | 8 | сред. | 59,33 | 68,76 | 19,62 | 11,62 | 31,24 |
| | | мин. | 1,03 | 50,30 | 11,80 | 5,10 | 19,60 |
| | | макс. | 98,07 | 80,40 | 35,40 | 16,02 | 49,70 |
| 10-20 | 8 | сред. | 42,82 | 66,53 | 21,06 | 12,42 | 33,47 |
| | | мин. | 0,99 | 39,70 | 12,10 | 4,90 | 19,70 |
| | | макс. | 98,00 | 80,30 | 37,30 | 23,00 | 60,30 |
| 20-40 | 8 | сред. | 42,72 | 69,80 | 17,70 | 12,50 | 30,20 |
| | | мин. | 0,89 | 46,50 | 11,50 | 5,10 | 19,40 |
| | | макс. | 98,03 | 80,60 | 28,60 | 24,90 | 53,50 |
| Илимеризовано земљиште (Luvisol) | | | | | | | |
| 0-10 | 3 | сред. | 66,50 | 46,27 | 32,10 | 21,62 | 55,08 |
| | | мин. | 4,10 | 31,20 | 24,05 | 17,30 | 41,76 |
| | | макс. | 97,70 | 58,24 | 40,50 | 28,50 | 68,80 |
| 10-20 | 3 | сред. | 50,43 | 43,18 | 31,43 | 25,38 | 58,82 |
| | | мин. | 3,50 | 29,90 | 22,90 | 22,40 | 47,55 |
| | | макс. | 97,36 | 52,45 | 41,00 | 29,10 | 70,10 |
| 20-40 | 2 | сред. | 96,38 | 34,31 | 28,73 | 36,96 | 65,69 |
| | | мин. | 96,38 | 26,10 | 20,96 | 36,52 | 57,48 |
| | | макс. | 96,38 | 42,52 | 36,50 | 37,40 | 73,90 |

Лесивирана земљишта се одликују аргичним Вt хоризонтом, и припадају групи глиновитих и песковито-глиновитих иловача по текстури. У сливу Расине, покривају површину од око 6120 ha, највише у равничарском делу око реке Расине низводно од акумулације Ђелије. Садржај песка се креће од 26,1 % у слоју испод 20 cm, па све до максималних 58,24 % у површинском слоју, што указује на смањење садржаја песка са дубином, док се учешће укупне глине повећава са дубином, тако да средња вредност у најдубљем слоју износи 65,69 % док се вредности крећу и до 73,9 %. Хигроскопна влага се повећава са дубином, а опсег иде у просеку од 50,43 % до 96,38 %.

5.1.3.2 Хемијска својства земљишта проучаваног подручја

Основне хемијске карактеристике земљишта проучаваних микрослива дата су у табели 25, према фиксним дубинама. У табели 26 приказане су средње, минималне и максималне вредности хемијских параметара према типу земљишта за цело проучавано подручје.

Киселост земљишта је својство земљишта које указује на релативну киселост или базност у земљишту, од чега зависи његов квалитет, односно доступност нутријената за биљке, што директно утиче на производњу биомасе, регулацију отицања и унапређење биодиверзитета, а индиректно на пуферне промене земљишта (Белановић Симић, 2017). Такође је одлучујући фактор у формирању структурних агрегата, јер утиче на доступност катјона, а нарочито Ca^{+} јона, који повезују органске колоиде за честице земљишта (Bronick и Lal, 2005).

Активна киселост (pH у H_2O) у сливу Расине се креће у распону од 4,5 до 8,33 pH јединица. Најниже вредности активне киселости су утврђене у лесивираним земљиштима, и то у површинском слоју земљишта, где средња вредност износи 5,06 и са дубином расте на 5,33. Реакција земљишног раствора алувијалних земљишта се просечно креће од 7,11 у слоју од 0-10 cm, и расте са дубином, тако да у слоју преко 20 cm вредност pH достиже 7,39. Код рендзина, најниже вредности нису испод 6,82 док се максималне крећу до 8,0 и то у дубљим слојевима. Према вредностима реакције земљишног раствора (pH у H_2O), према америчкој класификацији (USDA, 2017), земљишта у сливу Расине се налазе у класи јако киселих (лесивирана и дистрична хумусно-силикатна земљишта), умерено киселих (дистрична смеђа земљишта), слабо киселих (еутрична смеђа земљишта), неутралних (еутрична хумусно-силикатна и алувијална земљишта) и слабо алкалних земљишта (рендзине).

Супституциона киселост (pH у KCl) зависи од концентрације колоидних честица у земљишту, и представља водоникове јоне који су слабије везани за колодине честице. На проучаваном подручју средње вредности супституционе киселости се крећу у распону од 4,09 (лесивирана земљишта) до 7,30 (рендзине), при чему се код само 5 профила супституциона киселост креће изнад 7.

Примарно порекло калцијум-карбоната је од матичног супстрата (геогено), када се формира услед природног процеса распадања стене (Bughio et al., 2016) и секундарно, различитим процесима формирања земљишта (педогено) (Owliaie et al., 2006). Земљишта са одређеним садржајем калцијум-карбоната се могу формирати на различитим геолошким подлогама: кречњаку, пешчару, шкриљцима богатим калцијум-карбонатом, лапорцу (Catoni et al., 2012;

Kowalska et al., 2019), флиш (Podwojewski, 1994; Krasilnikov et al., 2013). Карбонати повољно утичу на структуру земљишта, рН вредност земљишта, а тиме на раст и развој биљака. Присуство CaCO_3 указује на динамику и генезу земљишта. У сливу Расине, садржај слободних карбоната (CaCO_3) се јавља једино у површинским слојевима (0-10 и 10-20 cm) код рендзина, које су формиране на кречњачкој геолошкој подлози, где концентрација калцијум-карбоната иде и до 29,3 %. Такође, јављају се и у нижим концентрацијама код еутричних хумусно-силикатних земљишта (до 0,25 %), алувијалних земљишта (до 0,6 %) и еутричних смеђих земљишта, највише до 3,58 %.

Капацитет адсорпције катјона (Т) је један од најважнијих показатеља хемијских особина земљишта, и представља збир свих адсорбованих базних и киселинских катјона. Вредност овог параметра зависи од количине и састава органских колоидних честица и минералних колоида. Средње вредности тоталног капацитета адсорпције се крећу у распону од 15,77 до 45,03 $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$, иако се појединачне вредности крећу од 6,85 $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ па све до 78,49 $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Засићеност базама (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ и Na^+) представља проценат базних катјона у укупном адсорптивном комплексу земљишта. Степен засићености базама (V) је у опсегу од 5,99 % код дистричних хумусно-силикатних земљишта до 99,14 % код еутричних смеђих земљишта. Највише вредности засићености базама су код алувијалних земљишта и код рендзина, при чему вредности расту са дубином.

Хумус у земљишту има утицај на физичка, хемијска и биогена својства земљишта и представља важан извор хранљивих материја за биљке и земљишне микроорганизме. Садржај хумуса пре свега зависи од начина коришћења земљишта и типа вегетационог покривача, тако га највише има у шумским и травним екосистемима. Садржај хумуса у сливу Расине се креће у распону од 0,13 % до 13,38 %. Средња вредност садржаја хумуса у дистричним смеђим земљиштима се креће од 4,99 % у површинском слоју земљишта и опада са дубином до 1,64 %, док су те вредности у еутричним смеђим земљиштима у распону од 1,37 % у дубљим слојевима до 4,01 % у слоју до 10 cm, и сврставају се у умерено хумусна (Кнежевић и Кошанин, 2007). Дистрична хумусно-силикатна земљишта имају садржај хумуса, који иде и до 4,98 % у површинском слоју земљишта, али са просечном вредношћу од 4,08 % и вредности се смањују са дубином, док се код еутричних хумусно-силикатних земљишта вредности крећу и до максималних 9,17 % у површинском слоју земљишта, са просечном вредношћу од 5,73 %. Садржај хумуса са дубином опада, а најниже вредности хумуса (испод 1 %) су измерене у појединим профилима еутричних и дистричних смеђих земљишта (0,42 и 0,41 %), алувијалниог земљишта (0,21 %) и лувисола (0,13 %).

Азот је веома значајан јер је највећим делом везан за хумусна и друга органска једињења, а са повећањем садржаја хумуса, повећава се и садржај азота (Танасијевић и сар., 1966). Укупне концентрације азота у земљиштима проучаваног подручја се налазе у распону од 0 % до 0,93 % и његов садржај опада са дубином, осим код лесивираних земљишта, где је највећа концентрација азота у слоју од 10-20 cm, и еутричних смеђих земљишта, где је најнижа концентрација у истом том слоју. Површински слојеви свих типова земљишта су богати и врло богати азотом, док се код лесивираних и дистричних хумусно-силикатних земљишта, садржај азота смањује на класу добро обезбеђених земљишта овим елементом (Кнежевић и Кошанин, 2007).

Средње вредности односа C:N се крећу од 0,51 до 13,65 и овај параметар је у рангу вредности за површински слој шумских земљишта на европском нивоу (Cools et al., 2014) а нижи у односу на просечне вредности за обрадива земљишта и травне екосистеме (Potter и Klooster, 1997). Високе вредности односа C:N су утврђене органогеном хоризонту, услед накупљања органске материје, док се са дужином овај однос смањује, што указује на висок садржај угљеника, чији садржај опада са дужином, и најмање га има код лесивираних земљишта (1,58 % у слоју до 10 cm) а највише код рендзина (5,61 %).

Лакоприступачни фосфор (P_2O_5) на проучаваном подручју се налази у концентрацијама до $35 \text{ mg}\cdot 100\text{g}^{-1}$ земљишта, а високе концентрације се налазе у површинским слојевима алувијалних земљишта, рендзина и еутричних смеђих земљишта, а концентрација опада са дужином. Средња вредност лакоприступачног фосфора у алувијалним земљштима у слоју од 0-10 cm износи $9,7 \text{ mg}\cdot 100\text{g}^{-1}$ (на граници средње снабдевених и сиромашних земљишта), код рендзина $12,8 \text{ mg}\cdot 100\text{g}^{-1}$ (средње снабдевено земљиште), а код еутричних смеђих земљишта $6,67 \text{ mg}\cdot 100\text{g}^{-1}$ (сиромашно земљиште). Обезбеђеност фосфором је код већине земљишта слаба.

Садржај лакоприступачног калијума (K_2O) се смањује са дужином, а највеће концентрације на проучаваном подручју су измерене код дистричних смеђих земљишта у површинском слоју земљишта ($18,21 \text{ mg}\cdot 100\text{g}^{-1}$), док најмање лакоприступачног калијума има у дубљим слојевима лесивираних земљишта, просечно $7,40 \text{ mg}\cdot 100\text{g}^{-1}$. У најширем опсегу од 1 до $60 \text{ mg}\cdot 100\text{g}^{-1}$, садржаји лакоприступачног калијума варирају код еутричних смеђих земљишта. Снабдевеност калијумом је код већине земљишта добра или средња.

Табела 25 – Основна хемијска својства земљишта на проучаваним микросливовима

| Профил бр. | Дубина cm | pH | | CaCO ₃ % | Адсорптивни комплекс | | | | Укупни | | | Пристапачни | | | |
|---------------------------------|--------------|------------------|------|------------------------|----------------------|-------|-------|-------|--------|-------|------|-------------|-------|-------------------------------|------------------|
| | | H ₂ O | KCl | | T | S | T - S | V | Y1 | Хумус | N | C | C/N | P ₂ O ₅ | K ₂ O |
| Поломска река | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1. Колувијална земљишта | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1.1. Colluvic Regosol (Eutric) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 4-2015 | 0-10 | 7,15 | 6,42 | - | 41,72 | 37,25 | 4,47 | 89,30 | 6,87 | 6,46 | 0,38 | 3,75 | 9,86 | 0,12 | 18,90 |
| | 10-20 | 7,37 | 6,37 | - | 39,36 | 35,50 | 3,86 | 90,19 | 5,94 | 2,76 | 0,17 | 1,60 | 9,42 | 3,37 | 18,50 |
| | 20-40 | 7,49 | 6,45 | - | 39,69 | 36,85 | 2,84 | 92,84 | 4,37 | 1,20 | 0,00 | 0,70 | 0 | 1,41 | 19,50 |
| 10-2015 | 0-10 | 6,93 | 6,19 | - | 38,34 | 32,65 | 5,69 | 85,16 | 8,75 | 7,33 | 0,32 | 4,25 | 13,29 | 0,19 | 7,60 |
| | 10-20 | 6,94 | 6,24 | - | 37,33 | 32,45 | 4,88 | 86,94 | 7,50 | 4,08 | 0,24 | 2,37 | 9,86 | 0,92 | 5,80 |
| | 20-40 | 7,24 | 6,35 | - | 36,23 | 32,00 | 4,23 | 88,34 | 6,50 | 3,25 | 0,19 | 1,89 | 9,94 | 1,91 | 5,80 |
| 11-2015 | 0-10 | 6,73 | 6,05 | - | 46,76 | 39,65 | 7,11 | 84,79 | 10,94 | 8,40 | 0,45 | 4,87 | 10,82 | 1,73 | 14,00 |
| | 10-20 | 6,69 | 5,71 | - | 44,21 | 37,10 | 7,11 | 83,92 | 10,94 | 5,08 | 0,33 | 2,94 | 8,92 | 0,87 | 10,80 |
| | 20-40 | 6,75 | 5,94 | - | 44,45 | 37,95 | 6,50 | 85,38 | 10,00 | 3,83 | 0,25 | 2,22 | 8,89 | 1,57 | 9,70 |
| 2. Хумусно-силикатна земљишта | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2.1. Leptic Umbrisol (Eutric) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1-2015 | 0-10 | 6,97 | 6,37 | - | 38,31 | 34,90 | 3,41 | 91,09 | 5,25 | 7,87 | 0,41 | 4,56 | 11,13 | 2,54 | 8,70 |
| | 10-20 | 7,24 | 6,42 | - | 37,38 | 34,45 | 2,93 | 92,17 | 4,50 | 3,72 | 0,26 | 2,16 | 8,30 | 3,16 | 6,60 |
| | 20-40 | 7,39 | 6,62 | - | 34,13 | 31,85 | 2,28 | 93,33 | 3,50 | 2,58 | 0,18 | 1,50 | 8,31 | 5,97 | 5,40 |
| 2.2. Mollic Leptosol (Eutric) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2-2015 | 0-10 | 7,27 | 6,54 | - | 31,70 | 29,75 | 1,95 | 93,85 | 3,00 | 2,25 | 0,12 | 1,31 | 10,88 | 0,00 | 2,90 |
| 3. Флувијално ливадско земљиште | | | | | | | | | | | | | | | |
| 3.1. Naplic Fluvisol (Eutric) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 3-2015 | 0-10 | 6,94 | 6,52 | - | 39,02 | 34,35 | 4,67 | 88,02 | 7,19 | 7,24 | 0,44 | 4,20 | 9,54 | 1,76 | 10,00 |
| | 10-20 | 7,02 | 6,33 | - | 30,63 | 26,40 | 4,23 | 86,20 | 6,50 | 3,63 | 0,26 | 2,11 | 8,10 | 0,26 | 8,00 |
| | 20-40 | 7,15 | 6,15 | - | 23,16 | 19,75 | 3,41 | 85,27 | 5,25 | 1,78 | 0,17 | 1,03 | 6,07 | 1,66 | 6,80 |

| Профил бр. | Дубина cm | pH | | CaCO ₃ % | Адсорптивни комплекс | | | | Укупни | | | | Пристапачни | | |
|--|--------------|------------------|------|------------------------|-----------------------|-------|-------|-------|-----------------|-------|------|------|-------------|-------------------------------|------------------|
| | | H ₂ O | KCl | | T | S | T - S | V | Y1 | Хумус | C | N | C/N | P ₂ O ₅ | K ₂ O |
| | | | | | cmol·kg ⁻¹ | | | % | cm ³ | % | % | % | | mg·100g ⁻¹ | |
| Рогавска река | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1. Хумусно-силикатна земљишта | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1.1. Leptic Umbrisol (Eutric) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 5-2015 | 0-10 | 6,13 | 5,33 | - | 47,14 | 31,30 | 15,84 | 66,40 | 24,37 | 5,32 | 0,26 | 3,09 | 11,87 | 0,79 | 12,30 |
| | 10-20 | 6,56 | 5,65 | - | 41,45 | 31,30 | 10,15 | 75,51 | 15,62 | 3,09 | 0,17 | 1,79 | 10,54 | 0,59 | 8,00 |
| | 20-40 | 6,84 | 5,94 | - | 33,29 | 27,20 | 6,09 | 81,70 | 9,37 | 1,62 | 0,00 | 0,94 | 0 | 0,00 | 5,40 |
| 7-2015 | 0-10 | 6,43 | 5,72 | - | 36,55 | 26,40 | 10,15 | 72,22 | 15,62 | 7,32 | 0,37 | 4,25 | 11,47 | 0,61 | 8,30 |
| | 10-20 | 6,32 | 5,48 | - | 33,87 | 22,90 | 10,97 | 67,62 | 16,87 | 4,58 | 0,25 | 2,66 | 10,63 | 0,00 | 6,00 |
| | 20-40 | 6,67 | 5,70 | - | 23,44 | 17,10 | 6,34 | 72,96 | 9,75 | 2,45 | 0,12 | 1,42 | 11,84 | 0,00 | 3,30 |
| 9-2015 | 0-10 | 5,87 | 5,19 | - | 36,58 | 21,55 | 15,03 | 58,92 | 23,12 | 7,79 | 0,45 | 4,52 | 10,04 | 0,00 | 12,00 |
| | 10-20 | 5,85 | 5,01 | - | 35,61 | 19,20 | 16,41 | 53,91 | 25,25 | 5,69 | 0,35 | 3,30 | 9,44 | 1,39 | 8,30 |
| 1.2. Colluvic Regosol (Eutric) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 6-2015 | 0-10 | 6,11 | 5,19 | - | 31,05 | 20,65 | 10,40 | 66,51 | 16,00 | 4,93 | 0,29 | 2,86 | 9,86 | 0,00 | 6,00 |
| | 10-20 | 6,41 | 5,42 | - | 25,30 | 18,15 | 7,15 | 71,74 | 11,00 | 2,78 | 0,17 | 1,61 | 9,48 | 0,36 | 5,40 |
| | 20-40 | 7,54 | 6,98 | - | 34,65 | 33,35 | 1,30 | 96,25 | 2,00 | 2,43 | 0,17 | 1,41 | 8,29 | 0,00 | 5,00 |
| 2. Еутрична смеђа земљишта | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2.1. Haplic Cambisol (Eutric) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 8-2015 | 0-10 | 7,95 | 7,45 | 1,70 | - | - | - | - | - | 5,42 | 0,22 | 3,14 | 14,29 | 0,00 | 12,60 |
| | 10-20 | 8,08 | 7,58 | 1,21 | - | - | - | - | - | 2,80 | 0,13 | 1,62 | 12,49 | 0,00 | 8,00 |
| | 20-40 | 8,13 | 7,56 | 3,58 | - | - | - | - | - | 2,30 | 0,18 | 1,33 | 7,41 | 0,00 | 8,30 |
| Богишка река | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1. Флувијално ливадско земљиште | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1.1. Haplic Fluvisol (Eutric) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 12-2015 | 0-10 | 6,5 | 5,54 | - | 15,64 | 10,60 | 5,04 | 67,79 | 7,75 | 1,86 | 0,13 | 1,08 | 8,28 | 19,20 | 15,10 |
| | 10-20 | 6,37 | 5,52 | - | 15,71 | 11,00 | 4,71 | 70,01 | 7,25 | 1,59 | 0,00 | 0,92 | 0 | 19,21 | 12,60 |
| | 20-40 | 6,46 | 5,42 | - | 14,59 | 10,20 | 4,39 | 69,92 | 6,75 | 1,18 | 0,00 | 0,69 | 0 | 17,72 | 10,10 |

| Профил бр. | Дубина cm | pH | | CaCO ₃ % | Адсорптивни комплекс | | | | | Укупни | | | C/N | Пристапачни | |
|--------------------------------------|--------------|------------------|------|------------------------|-----------------------|-------|-------|-------|-----------------|--------|------|------|-------|-------------------------------|------------------|
| | | H ₂ O | KCl | | T | S | T - S | V | Y1 | Хумус | C | N | | P ₂ O ₅ | K ₂ O |
| | | | | | cmol·kg ⁻¹ | | | % | cm ³ | % | % | % | | mg·100g ⁻¹ | |
| 2. Хумусно-силикатна земљишта | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2.1. Haplic Umbrisol (Dystric) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 13-2015 | 0-10 | 5,14 | 4,25 | - | 21,18 | 4,60 | 16,58 | 21,72 | 25,50 | 2,96 | 0,14 | 1,72 | 12,27 | 1,13 | 15,40 |
| | 10-20 | 5,01 | 4,11 | - | 19,33 | 2,75 | 16,58 | 14,23 | 25,50 | 3,05 | 0,12 | 1,77 | 14,76 | 1,81 | 10,80 |
| | 20-40 | 4,99 | 4,24 | - | 16,40 | 2,10 | 14,30 | 12,80 | 22,00 | 2,22 | 0,12 | 1,29 | 10,72 | 2,60 | 10,40 |
| 14-2015 | 0-10 | 5,12 | 4,16 | - | 28,25 | 9,40 | 18,85 | 33,27 | 29,00 | 3,54 | 0,17 | 2,05 | 12,08 | 3,07 | 9,70 |
| | 10-20 | 5,03 | 3,98 | - | 25,04 | 7,00 | 18,04 | 27,96 | 27,75 | 1,71 | 0,00 | 1,0 | 0 | 2,11 | 7,60 |
| 2.2. Leptic Umbrisol (Eutric) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 15-2015 | 0-10 | 5,93 | 4,99 | - | 18,85 | 10,40 | 8,45 | 55,17 | 13,00 | 3,21 | 0,24 | 1,86 | 7,75 | 2,26 | 10,80 |
| | 10-20 | 5,81 | 4,75 | - | 17,24 | 8,95 | 8,29 | 51,92 | 12,75 | 2,24 | 0,19 | 1,30 | 6,84 | 2,07 | 8,30 |
| 3. Еутрична смеђа земљишта | | | | | | | | | | | | | | | |
| 3.1. Vertic Cambisol (Eutric) | | | | | | | | | | | | | | | |
| 16-2015 | 0-10 | 6,7 | 6 | - | 24,11 | 19,40 | 4,71 | 80,46 | 7,25 | 3,03 | 0,25 | 1,76 | 7,03 | 14,90 | 30,90 |
| | 10-20 | 6,59 | 5,71 | - | 26,40 | 21,20 | 5,20 | 80,30 | 8,00 | 2,79 | 0,22 | 1,62 | 7,37 | 9,44 | 23,70 |
| | 20-40 | 6,66 | 5,74 | - | 28,06 | 22,70 | 5,36 | 80,89 | 8,25 | 2,20 | 0,20 | 1,28 | 6,39 | 6,15 | 17,20 |

Табела 26 – Основна хемијска својства земљишта према типу земљишта у сливу Расине

| Дубина cm | Број профила | Вредност | pH | | CaCO ₃ % | Адсорптивни комплекс | | | | | Укупни | | | Приступачни | | |
|--|-----------------|----------|------------------|------|------------------------|----------------------|-------|-------|-------|-------|--------|------|------|-------------|-------------------------------|------------------|
| | | | H ₂ O | KCl | | T | S | T - S | V | Y1 | Хумус | N | C | C/N | P ₂ O ₅ | K ₂ O |
| Дистрично смеђе земљиште (Dystric Cambisol) | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 0-10 | 14 | сред. | 5,53 | 4,80 | | 37,03 | 15,90 | 21,13 | 44,66 | 32,50 | 4,99 | 0,34 | 2,89 | 9,11 | 2,59 | 18,21 |
| | | мин. | 4,50 | 4,00 | | 6,85 | 3,00 | 0,65 | 12,14 | 1,00 | 0,81 | 0,09 | 0,48 | 2,68 | 0,65 | 3,90 |
| | | макс. | 8,00 | 7,17 | | 78,49 | 30,96 | 47,53 | 96,39 | 73,12 | 13,38 | 0,75 | 7,76 | 13,10 | 6,80 | 37,30 |
| 10-20 | 14 | сред. | 5,47 | 4,66 | | 31,51 | 12,91 | 18,60 | 38,60 | 28,61 | 2,36 | 0,23 | 1,36 | 6,91 | 1,06 | 8,78 |
| | | мин. | 4,70 | 4,10 | | 15,68 | 1,20 | 0,65 | 5,99 | 1,00 | 0,75 | 0,12 | 0,44 | 3,09 | 0,40 | 3,50 |
| | | макс. | 8,23 | 7,30 | | 56,07 | 28,00 | 33,95 | 97,73 | 52,23 | 7,36 | 0,49 | 4,27 | 10,40 | 2,80 | 16,50 |
| 20-40 | 13 | сред. | 5,74 | 4,85 | | 27,63 | 12,47 | 15,16 | 44,62 | 24,02 | 1,64 | 0,21 | 0,96 | 6,12 | 1,55 | 8,07 |
| | | мин. | 4,80 | 4,20 | | 16,35 | 1,40 | 0,65 | 7,65 | 2,98 | 0,41 | 0,14 | 0,24 | 1,81 | 0,25 | 3,00 |
| | | макс. | 8,33 | 7,32 | | 48,80 | 29,60 | 31,04 | 97,56 | 47,75 | 3,79 | 0,29 | 2,17 | 9,00 | 3,60 | 19,00 |
| Еутрично смеђе земљиште (Eutric Cambisol) | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 0-10 | 13 | сред. | 5,95 | 5,11 | 1,70 | 34,54 | 24,16 | 10,37 | 73,03 | 18,61 | 4,01 | 0,24 | 2,36 | 11,66 | 6,67 | 16,54 |
| | | мин. | 4,70 | 4,05 | 1,70 | 9,25 | 9,17 | 0,08 | 38,09 | 7,00 | 0,77 | 0,09 | 0,44 | 2,02 | 0,00 | 3,20 |
| | | макс. | 7,95 | 7,45 | 1,70 | 51,99 | 38,10 | 24,38 | 99,14 | 34,32 | 9,17 | 0,51 | 5,33 | 56,30 | 35,00 | 60,00 |
| 10-20 | 13 | сред. | 6,24 | 5,14 | 1,21 | 27,83 | 20,21 | 7,62 | 73,76 | 14,69 | 2,86 | 0,19 | 1,66 | 13,27 | 7,55 | 13,13 |
| | | мин. | 5,50 | 4,05 | 1,21 | 8,36 | 6,76 | 1,60 | 55,16 | 7,00 | 0,52 | 0,08 | 0,30 | 1,58 | 0,00 | 1,60 |
| | | макс. | 8,08 | 7,58 | 1,21 | 46,42 | 32,00 | 14,42 | 87,11 | 22,19 | 7,86 | 0,31 | 4,57 | 54,80 | 35,00 | 60,00 |
| 20-40 | 9 | сред. | 6,40 | 5,53 | 3,58 | 29,28 | 20,98 | 8,30 | 71,27 | 12,77 | 1,37 | 0,22 | 0,79 | 4,72 | 2,66 | 8,44 |
| | | мин. | 5,00 | 4,40 | 3,58 | 21,72 | 8,94 | 4,22 | 30,49 | 6,50 | 0,42 | 0,18 | 0,25 | 1,18 | 0,00 | 1,00 |
| | | макс. | 8,13 | 7,56 | 3,58 | 35,59 | 28,80 | 20,37 | 80,93 | 31,34 | 2,66 | 0,29 | 1,54 | 7,41 | 6,15 | 20,00 |
| Дистрично хумусно-силикатно земљиште (Dystric Leptosol, Umbric Leptosol (Dystric) Lithic Leptosol (Dystric) и Haplic Leptosol (Dystric)) | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 0-10 | 4 | сред. | 5,47 | 4,54 | | 23,40 | 7,80 | 15,60 | 33,35 | 24,00 | 4,08 | 0,19 | 2,36 | 12,49 | 1,78 | 17,08 |
| | | мин. | 5,12 | 4,16 | | 21,18 | 4,60 | 10,73 | 21,72 | 16,50 | 2,96 | 0,14 | 1,72 | 11,20 | 1,10 | 9,70 |
| | | макс. | 6,17 | 5,20 | | 28,25 | 10,80 | 18,85 | 50,16 | 29,00 | 4,98 | 0,25 | 2,88 | 14,40 | 3,07 | 24,80 |

| Дубина cm | Број профила | Вредност | pH | | CaCO ₃ % | Адсорптивни комплекс | | | | | Укупни | | | Приступачни | | |
|--|-----------------|----------|------------------|------|------------------------|-----------------------|-------|-------|-----------------|-------|--------|------|-------|-------------|--|------------------|
| | | | H ₂ O | KCl | | T | S | T - S | V | Y1 | Хумус | N | C | C/N | P ₂ O ₅ mg·100g ⁻¹ | K ₂ O |
| | | | | | | cmol·kg ⁻¹ | | | cm ³ | % | % | % | | | | |
| 10-20 | 4 | сред. | 5,38 | 4,37 | | 19,63 | 5,94 | 13,69 | 31,09 | 21,06 | 2,07 | 0,13 | 1,20 | 11,93 | 1,91 | 10,85 |
| | | мин. | 5,01 | 3,98 | | 16,70 | 2,75 | 9,10 | 14,23 | 14,00 | 1,31 | 0,12 | 0,76 | 9,10 | 0,80 | 7,60 |
| | | макс. | 5,83 | 4,74 | | 25,04 | 7,60 | 18,04 | 45,51 | 27,75 | 3,05 | 0,14 | 1,77 | 14,76 | 2,90 | 16,00 |
| 20-40 | 2 | сред. | 5,50 | 4,54 | | 15,77 | 4,55 | 11,22 | 29,54 | 17,25 | 1,67 | 0,12 | 0,97 | 10,72 | 1,45 | 8,45 |
| | | мин. | 4,99 | 4,24 | | 15,13 | 2,10 | 8,13 | 12,80 | 12,50 | 1,13 | 0,12 | 0,66 | 10,72 | 0,30 | 6,50 |
| | | макс. | 6,00 | 4,83 | | 16,40 | 7,00 | 14,30 | 46,27 | 22,00 | 2,22 | 0,12 | 1,29 | 10,72 | 2,60 | 10,40 |
| Еутрично хумусно-силикатно земљиште (Eutric Leptosol) | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 0-10 | 20 | сред. | 6,60 | 5,95 | 0,19 | 45,03 | 36,61 | 8,42 | 80,15 | 12,96 | 5,73 | 0,34 | 3,33 | 9,57 | 3,73 | 14,68 |
| | | мин. | 5,12 | 4,26 | 0,10 | 18,85 | 10,40 | 2,44 | 37,61 | 3,75 | 1,73 | 0,16 | 1,03 | 5,41 | 0,00 | 4,00 |
| | | макс. | 7,73 | 6,88 | 0,25 | 69,61 | 63,79 | 32,18 | 94,64 | 49,50 | 9,17 | 0,56 | 5,31 | 13,90 | 16,50 | 39,20 |
| 10-20 | 19 | сред. | 6,62 | 5,85 | 0,21 | 41,10 | 33,65 | 7,45 | 79,21 | 11,46 | 3,46 | 0,23 | 2,00 | 8,52 | 2,46 | 10,43 |
| | | мин. | 5,48 | 4,36 | 0,21 | 17,24 | 8,95 | 2,93 | 49,80 | 4,50 | 1,39 | 0,15 | 0,83 | 5,50 | 0,00 | 3,30 |
| | | макс. | 7,52 | 6,96 | 0,21 | 65,24 | 60,20 | 16,41 | 95,36 | 25,25 | 5,69 | 0,35 | 3,30 | 11,40 | 12,30 | 25,00 |
| 20-40 | 14 | сред. | 6,87 | 6,02 | | 38,30 | 32,29 | 6,01 | 83,49 | 9,24 | 2,39 | 0,19 | 1,39 | 8,28 | 1,61 | 9,11 |
| | | мин. | 5,52 | 4,50 | | 23,44 | 17,10 | 1,30 | 51,40 | 2,00 | 1,11 | 0,12 | 0,62 | 5,10 | 0,00 | 3,30 |
| | | макс. | 7,66 | 6,98 | | 61,40 | 55,58 | 20,80 | 96,25 | 32,00 | 3,83 | 0,25 | 2,22 | 11,84 | 5,97 | 21,00 |
| Рендзина (Mollic Leptosol) | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 0-10 | 3 | сред. | 7,27 | 6,61 | 23 | 36,85 | 31 | 5,85 | 84,12 | 9 | 9,13 | 0,71 | 7,04 | 9,9 | 17,07 | 17,47 |
| | | мин. | 6,82 | 6,24 | 19,6 | 36,85 | 31 | 5,85 | 84,12 | 9 | 5,11 | 0,3 | 2,97 | 6,25 | 1,2 | 12 |
| | | макс. | 7,6 | 6,9 | 26,4 | 36,85 | 31 | 5,85 | 84,12 | 9 | 12,66 | 0,93 | 12,60 | 13,55 | 30 | 22 |
| 10-20 | 2 | сред. | 7,58 | 6,95 | 29,3 | 33,75 | 31,8 | 1,95 | 94,22 | 3 | 4,20 | 0,36 | 2,45 | 7,75 | 7,75 | 10,65 |
| | | мин. | 7,46 | 6,9 | 29,3 | 33,75 | 31,8 | 1,95 | 94,22 | 3 | 1,91 | 0,12 | 1,12 | 6,21 | 0,7 | 10,1 |
| | | макс. | 7,7 | 7 | 29,3 | 33,75 | 31,8 | 1,95 | 94,22 | 3 | 6,5 | 0,61 | 3,79 | 9,3 | 14,8 | 11,2 |
| 20-40 | 1 | сред. | 8 | 7,3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,00 | 0 | 1,84 | 0 | 0 | - | 0,4 | 10,5 |
| | | мин. | 8 | 7,3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,00 | 0 | 1,84 | 0 | 0 | - | 0,4 | 10,5 |
| | | макс. | 7,5 | 7,05 | 0 | 37,75 | 35,8 | 1,95 | 94,83 | 3 | 4,08 | 0,3 | 2,34 | 7,8 | 35 | 39 |

| Дубина cm | Број профила | Вредност | pH | | CaCO ₃ % | Адсорптивни комплекс | | | | | Укупни | | | Приступачни | | |
|----------------------------------|-----------------|----------|------------------|------|------------------------|----------------------|-------|-------|-------|-------|--------|------|------|-------------|-------------------------------|------------------|
| | | | H ₂ O | KCl | | T | S | T - S | V | Y1 | хумус | N | C | C/N | P ₂ O ₅ | K ₂ O |
| Алувијално земљиште (Fluvisol) | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 0-10 | 8 | сред. | 7,11 | 6,62 | 0,23 | 35,45 | 31,62 | 3,83 | 87,99 | 5,89 | 3,11 | 0,32 | 1,81 | 6,34 | 9,70 | 14,04 |
| | | мин. | 6,50 | 5,54 | 0,00 | 15,64 | 10,60 | 0,98 | 67,79 | 1,50 | 0,89 | 0,13 | 0,51 | 1,66 | 1,76 | 5,40 |
| | | макс. | 7,82 | 7,20 | 0,60 | 49,31 | 43,49 | 5,82 | 95,50 | 8,95 | 7,24 | 0,67 | 4,20 | 12,00 | 35,00 | 39,00 |
| 10-20 | 8 | сред. | 7,23 | 6,66 | 0,25 | 31,15 | 28,15 | 3,00 | 88,68 | 4,62 | 2,33 | 0,28 | 1,35 | 5,79 | 8,67 | 10,85 |
| | | мин. | 6,37 | 5,52 | 0,20 | 15,71 | 11,00 | 0,98 | 70,01 | 1,50 | 0,78 | 0,14 | 0,46 | 1,75 | 0,26 | 5,80 |
| | | макс. | 7,93 | 7,32 | 0,30 | 45,75 | 40,90 | 4,85 | 97,36 | 7,46 | 3,63 | 0,46 | 2,11 | 9,50 | 27,00 | 25,20 |
| 20-40 | 8 | сред. | 7,39 | 6,70 | 0,13 | 24,08 | 21,87 | 2,21 | 88,52 | 6,10 | 1,47 | 0,26 | 0,85 | 4,27 | 6,83 | 8,69 |
| | | мин. | 6,46 | 5,42 | 0,10 | 14,59 | 10,20 | 0,98 | 69,92 | 1,50 | 0,21 | 0,16 | 0,12 | 0,65 | 1,50 | 4,30 |
| | | макс. | 8,04 | 7,46 | 0,20 | 36,38 | 35,40 | 4,39 | 97,31 | 15,00 | 2,38 | 0,42 | 1,38 | 8,60 | 17,72 | 18,40 |
| Илимеризовано земљиште (Luvisol) | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 0-10 | 3 | сред. | 5,06 | 4,43 | | 32,19 | 13,24 | 18,95 | 47,34 | 36,27 | 2,73 | 0,22 | 1,58 | 7,92 | 0,95 | 9,43 |
| | | мин. | 4,70 | 4,10 | | 14,44 | 4,80 | 0,45 | 16,09 | 26,00 | 0,36 | 0,14 | 0,21 | 0,80 | 0,60 | 5,20 |
| | | макс. | 5,66 | 4,78 | | 44,62 | 18,87 | 30,07 | 96,87 | 46,26 | 5,02 | 0,28 | 2,91 | 12,60 | 1,30 | 13,40 |
| 10-20 | 3 | сред. | 5,09 | 4,09 | | 25,34 | 11,51 | 13,83 | 48,35 | 30,69 | 3,80 | 0,25 | 2,21 | 13,65 | 0,60 | 7,40 |
| | | мин. | 4,97 | 3,63 | | 10,97 | 4,20 | 3,41 | 15,15 | 22,38 | 2,11 | 0,12 | 1,22 | 9,66 | 0,60 | 6,10 |
| | | макс. | 5,20 | 4,60 | | 37,31 | 22,76 | 23,53 | 68,90 | 39,00 | 7,16 | 0,50 | 4,16 | 21,10 | 0,60 | 8,70 |
| 20-40 | 2 | сред. | 5,33 | 4,51 | | 34,73 | 18,67 | 16,06 | 51,03 | 24,71 | 0,83 | 0,15 | 0,48 | 0,51 | 0,30 | 9,55 |
| | | мин. | 5,25 | 4,22 | | 29,88 | 9,40 | 11,64 | 31,46 | 17,91 | 0,13 | 0,15 | 0,08 | 0,51 | 0,30 | 8,40 |
| | | макс. | 5,40 | 4,80 | | 39,58 | 27,94 | 20,48 | 70,59 | 31,50 | 1,52 | 0,15 | 0,88 | 0,51 | 0,30 | 10,70 |

5.1.4 Садржај микроелемената у земљиштима проучаваног подручја

У оквиру проучаваног подручја, на издвојеним профилима, одређени су укупни садржаји неких микроелемената. У табели 27 приказане су средње, минималне, максималне и вредности стандардне девијације за Zn, Cu, Pb, Ni, Cr и Cd у $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ и Hg у $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, а за Fe и Mn (прилог 2). Вредности су дате према типовима земљишта.

Табела 27 – Садржај проучаваних микроелемената у земљиштима истраживаног подручја

| Дубина | Број профила | Вредност | Zn | Cu | Pb | Ni | Cr | Cd | Hg |
|--|--------------|----------|--------------------------------|-------|--------|--------|--------|------|----------------------------------|
| | | | $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ | | | | | | $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ |
| Дистрично смеђе земљиште (Dystric Cambisol) | | | | | | | | | |
| 01 | 12 | сред. | 45,04 | 10,37 | 28,26 | 7,39 | 20,63 | 0,32 | 58,62 |
| | | мин. | 25,73 | 6,40 | 5,30 | 3,61 | 5,42 | 0,14 | 38,64 |
| | | макс. | 69,14 | 19,86 | 192,20 | 14,55 | 51,92 | 0,64 | 86,91 |
| | | ст.дев. | 12,78 | 3,53 | 49,87 | 3,71 | 14,69 | 0,15 | 15,36 |
| 0-10 | 14 | сред. | 81,46 | 23,34 | 105,03 | 33,87 | 43,64 | 0,15 | 23,45 |
| | | мин. | 39,74 | 8,24 | 17,84 | 6,88 | 11,83 | 0,00 | 1,64 |
| | | макс. | 149,39 | 49,54 | 640,47 | 94,21 | 107,11 | 0,84 | 72,84 |
| | | ст.дев. | 29,25 | 10,53 | 160,15 | 22,91 | 26,66 | 0,24 | 20,25 |
| 10-20 | 14 | сред. | 84,29 | 24,83 | 80,93 | 36,55 | 42,77 | 0,08 | 20,17 |
| | | мин. | 42,44 | 10,53 | 10,91 | 6,32 | 13,33 | 0,00 | 1,88 |
| | | макс. | 151,55 | 56,91 | 399,47 | 94,37 | 105,35 | 0,39 | 52,07 |
| | | ст.дев. | 33,29 | 12,14 | 108,92 | 24,50 | 27,64 | 0,14 | 13,78 |
| 20-40 | 13 | сред. | 80,64 | 26,31 | 44,21 | 39,75 | 46,87 | 0,09 | 17,31 |
| | | мин. | 39,67 | 7,86 | 6,46 | 7,88 | 13,59 | 0,00 | 4,84 |
| | | макс. | 154,13 | 63,96 | 195,27 | 98,38 | 120,05 | 0,75 | 43,43 |
| | | ст.дев. | 33,71 | 15,45 | 49,91 | 31,65 | 33,94 | 0,21 | 12,31 |
| Еутрично смеђе земљиште (Eutric Cambisol) | | | | | | | | | |
| 01 | 4 | сред. | 31,15 | 10,75 | 8,21 | 16,70 | 22,19 | 0,24 | 63,03 |
| | | мин. | 22,97 | 5,14 | 3,23 | 7,31 | 5,10 | 0,04 | 50,78 |
| | | макс. | 39,57 | 18,93 | 13,92 | 39,29 | 36,08 | 0,44 | 85,67 |
| | | ст.дев. | 6,43 | 5,38 | 4,39 | 13,16 | 12,85 | 0,16 | 16,02 |
| 0-10 | 13 | сред. | 72,77 | 28,85 | 58,18 | 68,23 | 119,38 | 0,45 | 15,97 |
| | | мин. | 23,55 | 3,00 | 17,61 | 26,28 | 25,85 | 0,00 | 5,73 |
| | | макс. | 140,47 | 45,77 | 220,90 | 192,50 | 363,29 | 1,55 | 51,89 |
| | | ст.дев. | 37,08 | 13,85 | 65,65 | 50,64 | 138,90 | 0,61 | 14,39 |
| 10-20 | 10 | сред. | 74,22 | 35,52 | 42,77 | 79,66 | 106,42 | 0,30 | 22,51 |
| | | мин. | 19,68 | 15,94 | 13,43 | 27,46 | 20,87 | 0,00 | 4,41 |
| | | макс. | 154,67 | 55,43 | 180,53 | 208,47 | 361,41 | 1,54 | 69,01 |
| | | ст.дев. | 40,85 | 12,53 | 50,35 | 62,58 | 129,03 | 0,50 | 23,75 |
| 20-40 | 10 | сред. | 71,02 | 38,96 | 31,62 | 77,92 | 100,67 | 0,27 | 24,33 |
| | | мин. | 15,79 | 12,77 | 5,11 | 28,39 | 19,25 | 0,00 | 1,64 |
| | | макс. | 151,74 | 82,45 | 126,99 | 204,84 | 341,18 | 1,31 | 70,45 |
| | | ст.дев. | 41,55 | 19,35 | 35,92 | 60,08 | 121,54 | 0,44 | 26,26 |

| Дубина | Број профила | Вредност | Zn | Cu | Pb | Ni | Cr | Cd | Hg |
|---|-----------------|----------|---------------------|-------|--------|---------|---------|-------|---------------------|
| | | | mg·kg ⁻¹ | | | | | | µg·kg ⁻¹ |
| Дистрично хумусно-силикатно земљиште (Dystric Leptosol, Umbric Leptosol (Dystric) Lithic Leptosol (Dystric) и Haplic Leptosol (Dystric)) | | | | | | | | | |
| 01 | 4 | сред. | 34,80 | 8,47 | 5,33 | 8,91 | 10,43 | 0,48 | 27,38 |
| | | мин. | 25,20 | 3,50 | 5,26 | 5,34 | 8,36 | 0,39 | 26,40 |
| | | макс. | 42,95 | 14,85 | 5,39 | 12,49 | 12,51 | 0,57 | 28,37 |
| | | ст.дев. | 7,22 | 4,20 | 0,06 | 3,23 | 2,08 | 0,09 | 0,98 |
| 0-10 | 4 | сред. | 82,62 | 23,26 | 28,17 | 32,31 | 28,07 | 0,10 | гд |
| | | мин. | 53,03 | 19,36 | 25,55 | 19,87 | 27,93 | 0,09 | гд |
| | | макс. | 97,93 | 27,79 | 30,79 | 47,47 | 28,22 | 0,10 | гд |
| | | ст.дев. | 18,31 | 3,32 | 2,62 | 9,87 | 0,15 | 0,003 | |
| 10-20 | 4 | сред. | 74,90 | 23,27 | 19,59 | 34,76 | 25,20 | 0,10 | гд |
| | | мин. | 48,98 | 17,37 | 14,61 | 23,81 | 24,66 | 0,05 | гд |
| | | макс. | 93,40 | 29,94 | 24,57 | 58,58 | 25,74 | 0,15 | гд |
| | | ст.дев. | 17,20 | 4,73 | 4,98 | 13,93 | 0,54 | 0,05 | |
| 20-40 | 2 | сред. | 77,64 | 23,51 | 19,81 | 30,41 | 26,43 | 0,08 | гд |
| | | мин. | 69,97 | 17,68 | 19,81 | 29,82 | 26,43 | 0,08 | гд |
| | | макс. | 85,31 | 29,33 | 19,81 | 30,99 | 26,43 | 0,08 | гд |
| | | ст.дев. | 7,67 | 5,83 | - | 0,58 | - | - | |
| Еутрично хумусно-силикатно земљиште (Eutric Leptosol) | | | | | | | | | |
| 01 | 11 | сред. | 34,14 | 8,65 | 14,51 | 53,70 | 37,30 | 0,36 | 51,45 |
| | | мин. | 19,56 | 2,66 | 3,61 | 8,89 | 17,87 | 0,02 | 28,72 |
| | | макс. | 73,42 | 14,63 | 31,32 | 145,23 | 90,81 | 0,97 | 65,15 |
| | | ст.дев. | 14,74 | 4,17 | 8,09 | 44,36 | 22,58 | 0,27 | 12,07 |
| 0-10 | 20 | сред. | 72,61 | 25,02 | 51,99 | 983,73 | 530,66 | 0,13 | 21,81 |
| | | мин. | 34,33 | 12,38 | 7,21 | 24,90 | 23,70 | 0,00 | 0,00 |
| | | макс. | 161,13 | 50,71 | 143,01 | 2222,39 | 1107,50 | 0,80 | 69,77 |
| | | ст.дев. | 30,63 | 10,83 | 40,65 | 784,46 | 332,58 | 0,22 | 21,82 |
| 10-20 | 19 | сред. | 68,07 | 28,48 | 36,69 | 950,98 | 503,15 | 0,11 | 23,80 |
| | | мин. | 36,44 | 12,33 | 5,71 | 24,82 | 22,52 | 0,00 | 0,00 |
| | | макс. | 180,78 | 59,46 | 103,70 | 2186,36 | 1174,13 | 0,79 | 74,53 |
| | | ст.дев. | 33,31 | 13,61 | 29,57 | 754,21 | 350,66 | 0,21 | 24,62 |
| 20-40 | 14 | сред. | 59,61 | 23,48 | 21,03 | 1126,48 | 548,05 | 0,02 | 22,83 |
| | | мин. | 27,12 | 11,16 | 1,66 | 49,01 | 61,84 | 0,00 | 0,00 |
| | | макс. | 109,65 | 44,53 | 44,61 | 2678,96 | 1050,12 | 0,25 | 68,31 |
| | | ст.дев. | 24,89 | 10,47 | 13,98 | 818,26 | 302,46 | 0,07 | 25,98 |
| Алувијално земљиште (Fluvisol) | | | | | | | | | |
| 0-10 | 8 | сред. | 71,24 | 27,03 | 19,94 | 375,40 | 357,74 | 0,01 | 11,29 |
| | | мин. | 60,08 | 16,94 | 10,85 | 26,63 | 25,52 | 0,00 | 0,00 |
| | | макс. | 97,90 | 33,02 | 31,01 | 835,45 | 700,27 | 0,09 | 18,41 |
| | | ст.дев. | 9,34 | 4,09 | 7,54 | 292,57 | 254,76 | 0,03 | 6,34 |
| 10-20 | 8 | сред. | 69,49 | 27,20 | 20,34 | 353,07 | 311,96 | 0,13 | 8,16 |
| | | мин. | 56,91 | 15,87 | 12,81 | 27,45 | 26,78 | 0,00 | 0,00 |
| | | макс. | 83,40 | 33,63 | 30,41 | 875,33 | 637,98 | 0,73 | 21,77 |
| | | ст.дев. | 7,07 | 5,07 | 6,81 | 321,70 | 252,33 | 0,27 | 8,59 |

| Дубина | Број профила | Вредност | Zn | Cu | Pb | Ni | Cr | Cd | Hg |
|---|-----------------|----------|---------------------|-------|--------|---------|--------|------|---------------------|
| | | | mg·kg ⁻¹ | | | | | | µg·kg ⁻¹ |
| 20-40 | 8 | сред. | 70,22 | 25,48 | 16,47 | 327,85 | 310,00 | 0,02 | 5,76 |
| | | мин. | 53,34 | 15,86 | 11,22 | 27,31 | 27,76 | 0,00 | 0,00 |
| | | макс. | 110,58 | 30,21 | 23,29 | 791,63 | 660,37 | 0,12 | 16,98 |
| | | ст.дев. | 16,37 | 4,38 | 4,70 | 295,90 | 257,34 | 0,04 | 5,91 |
| Рендзина (Mollic Leptosol) | | | | | | | | | |
| 01 | 2 | сред. | 41,70 | 13,41 | 9,14 | 17,43 | 3,00 | 0,14 | 41,56 |
| | | мин. | 35,72 | 6,41 | 9,14 | 2,24 | 3,00 | 0,14 | 41,56 |
| | | макс. | 47,69 | 20,42 | 9,14 | 32,62 | 3,00 | 0,14 | 41,56 |
| | | ст.дев. | 8,46 | 9,91 | - | 21,48 | - | - | - |
| 0-10 | 3 | сред. | 73,77 | 22,10 | 158,03 | 572,29 | 205,66 | 0,42 | 10,74 |
| | | мин. | 30,56 | 12,25 | 11,57 | 97,00 | 58,82 | 0,00 | 4,75 |
| | | макс. | 96,94 | 40,53 | 296,92 | 1961,47 | 447,65 | 0,76 | 15,27 |
| | | ст.дев. | 30,40 | 12,57 | 142,83 | 926,20 | 211,16 | 0,38 | 5,41 |
| 10-20 | 2 | сред. | 85,31 | 26,78 | 225,94 | 117,01 | 127,04 | 0,32 | 30,67 |
| | | мин. | 63,44 | 13,16 | 225,94 | 108,96 | 127,04 | 0,32 | 30,67 |
| | | макс. | 107,19 | 40,40 | 225,94 | 125,06 | 127,04 | 0,32 | 30,67 |
| | | ст.дев. | 30,94 | 19,26 | - | 11,39 | - | - | - |
| 20-40 | 1 | сред. | 99,49 | 40,52 | - | 111,00 | - | - | - |
| | | мин. | 99,49 | 40,52 | - | 111,00 | - | - | - |
| | | макс. | 99,49 | 40,52 | - | 111,00 | - | - | - |
| | | ст.дев. | - | - | - | - | - | - | - |
| Илимеризовано земљиште (Luvisol) | | | | | | | | | |
| 01 | 2 | сред. | 33,36 | 8,97 | 9,45 | 14,00 | 18,65 | 0,18 | 58,24 |
| | | мин. | 31,10 | 7,20 | 7,00 | 11,71 | 14,38 | 0,17 | 52,93 |
| | | макс. | 35,61 | 10,74 | 11,89 | 16,30 | 22,91 | 0,19 | 63,54 |
| | | ст.дев. | 2,25 | 1,77 | 2,45 | 2,29 | 4,26 | 0,01 | 5,31 |
| 0-10 | 3 | сред. | 138,21 | 20,71 | 38,04 | 65,77 | 65,71 | 0,15 | 12,47 |
| | | мин. | 51,26 | 7,70 | 17,92 | 30,88 | 45,04 | 0,00 | 4,04 |
| | | макс. | 433,40 | 35,79 | 65,55 | 104,33 | 79,28 | 0,70 | 19,21 |
| | | ст.дев. | 147,89 | 11,06 | 17,86 | 32,43 | 12,71 | 0,28 | 5,44 |
| 10-20 | 2 | сред. | 68,55 | 24,06 | 36,72 | 69,96 | 63,42 | гд | 11,92 |
| | | мин. | 60,60 | 15,16 | 15,58 | 35,32 | 42,59 | гд | 10,25 |
| | | макс. | 76,51 | 32,97 | 57,85 | 104,60 | 84,26 | гд | 13,58 |
| | | ст.дев. | 7,95 | 8,90 | 21,14 | 34,64 | 20,84 | | 1,67 |
| 20-40 | 2 | сред. | 71,53 | 27,74 | 30,28 | 81,15 | 69,44 | гд | 1,98 |
| | | мин. | 58,89 | 18,61 | 15,13 | 47,12 | 42,34 | гд | 1,69 |
| | | макс. | 84,16 | 36,86 | 45,43 | 115,18 | 96,54 | гд | 2,27 |
| | | ст.дев. | 12,63 | 9,12 | 15,15 | 34,03 | 27,10 | гд | 0,29 |
| 40-100 | 1 | | 73,05 | 29,49 | 27,21 | 53,62 | 73,27 | | 25,98 |

гд – концентрације испод границе детекције

- недовољно података

Просечне концентрације **Zn** у земљиштима проучаваног подручја се крећу у распону од 31,15 до 138,21 mg·kg⁻¹. Највеће концентрације су измерене код лесивираних земљишта у површинском слоју (433,4 mg·kg⁻¹) али и код појединих профила еутричних и дистричних смеђих земљишта, као и код појединих профила еутричних хумусно-силикатних земљишта, где концентрације прелазе граничне вредности дате Уредбом 2. Најниже концентрације Zn су измерене у органогеном хоризонту свих типова земљишта.

Просечне концентрације **Cu** у земљиштима проучаваног подручја су у распону од 2,66 до 82,45 mg·kg⁻¹. Садржај бакра углавном расте са дубином, тако да га највише има у дубљим слојевима. Највеће концентрације бакра су измерене у слоју од 20 до 40 cm, код смеђих земљишта и код рендзина, а концентрације неретко прелазе граничну вредност. Најниже вредности концентрације овог елемента су измерене у профилима лесивираних земљишта и површинским слојевима рендзине са просечним вредностима испод 25 mg·kg⁻¹.

Највеће концентрације **Pb** су измерене код дистричних смеђих земљишта и вредности опадају са дубином, уз просечну вредност у површинском слоју од 105,03 mg·kg⁻¹. У појединим профилима вредности концентрације олова прелазе граничну и ремедијациону вредност дату Уредбом 2, и оне су измерене у профилима југозападног дела слива Расине, који је познат по средњевековним рудницима оловно-цинкових руда (Симић, 1958). Просечна минимална вредност олова је измерена у алувијалним земљиштима и то у слоју испод 20 cm и износи 15,57 mg·kg⁻¹.

Садржај **Ni** има неуједначен тренд по дубини, тако да расте са дубином код већине земљишта, осим код алувијалних земљишта и рендзина, где се концентрације никла смањују са дубином. Највеће просечне концентрације Ni су измерене у еутричним хумусно-силикатним земљиштима као и појединим профилима еутричних смеђих земљишта, у свим слојевима. Садржај Ni у овим земљиштима често прекорачује и ремедијациону вредност дату Уредбом 2. Садржај Ni у земљиштима на подручју слива Расине се креће просечно од 30,41 до 1126 mg·kg⁻¹, иако код појединих профила, концентрације иду и преко 2000 mg·kg⁻¹, и то код еутричних хумусно-силикатних земљишта, у горњем делу слива Расине, који се карактерише серпентинском геолошком грађом. Повишене концентрације никла у овим земљиштима, нарочито у дубљим слојевима, везују се за геолошку подлогу. Ултрамафитске стене са > 18 % MgO и < 45 % SiO₂, карактеристичне за горњи део слива (дунити, перидотити, харцбургити и серпентинити) садрже високе концентрације Fe, Ni и Cr (Bockheim, 2014).

Концентрације **Cr** се код свих типова земљишта налазе у минималним концентрацијама у органогеном хоризонту. Најмање концентрације су измерене код дистричних смеђих земљишта а просечне вредности су у распону од 41,28 mg·kg⁻¹ до 120,00 mg·kg⁻¹. Највеће концентрације хрома, се налазе у свим слојевима већине профила еутричних хумусно-силикатних земљишта, где се садржај овог елемента најчешће смањује са дубином, и иде до 1174 mg·kg⁻¹ у слојевима од 10 до 20 cm. Концентрације Cr које прелазе ремедијациону вредност (380 mg·kg⁻¹) су измерене у земљиштима на базичним стенама (харцбургити, серпентинити, пешчари). Високе концентрације хрома се налазе и код алувијалних земљишта, у површинским слојевима, до просечних 357,74 mg·kg⁻¹.

Највеће концентрације **Cd** су измерене у еутричним смеђим и појединим хумусно-силикатним земљиштима. Концентрације опадају са дубином. Код еутричних смеђих

земљишта, у 4 профила, концентрације прелазе максимално дозвољену вредност од $0,8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, али без прекорачења ремедијационе вредности. Код ових земљишта, садржај Cd опада са дужином, а концентрације не прелазе $1,55 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Најниже концентрације кадмијума се налазе код алувијалних и дистричних хумусно-силикатних земљишта, са вредностима нижим од $0,1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ као и код лесивираних земљишта, са концентрацијама испод граница детекције у дубљим слојевима. Код свих профила, садржај Cd је највиши у органогеном хоризонту, многоструко више него у органоминералним слојевима земљишта, вероватно због селективне адсорпције и везивања кадмијума и хумусних једињења у комплексне молекуле (Salminen et al., 2005). Међутим, повишене концентрације Cd у органогеном хоризонту, указују на антропогени извор загађења, пре свега атмосферском депозицијом (European Commission, 2000; Halbach et al., 2017). Такође, у природи се Cd углавном јавља заједно са рудама цинка (Ђоговић et al., 2001; Bolan et al., 2013), које су се поред руда олова експлоатисале на подручју Копаоничког рејона (Симић, 1958), што може бити разлог повишених концентрација у земљишту.

Садржај Hg у проучаваним земљиштима је као и садржај Cd највиши у органогеном хоризонту, што према статистичким анализама упућује на антропогено порекло. Међутим, садржаји Hg се повећавају са дужином земљишног профила, изузев код неколико еутричних хумусно-силикатних земљишта, где концентрација опада у последњем слоју од 20-40 cm. Жива се везује за органску материју, и мигрира у дубље слојеве. Такође, микроорганизми могу изменити Hg у оксидо-редукционим процесима и метилацији, што утиче на мобилност овог елемента (Alloway, 1995; Adriano, 2001; Schetogene et al., 2009). У свим профилима, где је мерена концентрација Cd и Hg у органогеном хоризонту, вредности су значајно више у односу на цео профил. Жива се креће у опсегу од 0,00 до $86,91 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ и не прелази максимално дозвољену концентрацију. Просечне концентрације овог елемента у слоју до 10 cm износе $13,68 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, у слоју од 10 до 20 cm у просеку $16,75 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ док у слоју преко 20 cm вредности падају на просечно $12,03 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$. Према Adriano (2001), испарљиви елементи као што је Hg, могу се транспортовати у гасовитом облику на велике раздаљине или адсорбовани на честице путем аерозагађења, које представља један од главних извора загађења елементима као што су Hg и Cd (Quinton и Catt, 2007; Halbach et al., 2017; Zhang et al., 2020).

5.1.5 Секвенцијална анализа проучаваних штетних микроелемената

Земљиште је медијум у коме се одвијају бројни биогехемијски процеси, процеси филтрације и трансформације, и представља резервоар загађујућих материја, укључујући и штетне микроелементе. Иако су укупне концентрације штетних микроелемената значајне у процени општег стања земљишта као и индекса загађења екосистема, поједине фазе и приступачни облици могу бити значајни са аспекта квалитета земљишта, загађења екосистема и здравља људи. Уколико су биодоступност и мобилност микроелемената корелисани, то указује на високе концентрације штетних мобилних фракција, а тиме и повећани ризик од усвајања ових фракција од стране биљака, а тиме и ризик по здравље људи (Zimmerman и Weindorf, 2010).

Фактор мобилности показује разлику природних концентрација штетних микроелемената од концентрација услед антропогених активности (Shaheen и Iqbal, 2018). Адсорптивна и лако-редуктивна фракција везана за карбонате (I и II фаза) се генерално користе у процени биоприступачности проучаваних микроелемената, с обзиром на то да су лако мобилне и потенцијално доступне биљкама (Jena et al., 2013). На графику 1 су приказане вредности параметара дескриптивне статистике, док график 2 приказује процентуално учешће појединих фракција. У табели 28 приказана је доминантност фракција у опадајућем низу.

Фактор мобилности се креће следећим редоследом $Cd > Ni > Pb > Zn > Cu > Cr$. Вредности се повећавају са дужином, а највише вредности фактора мобилности се крећу и до 100 % и то код Pb у површинском слоју земљишта, као и код Cd у свим слојевима, појединих профила. Површински слојеви углавном показују ниске вредности фактора мобилности приказаних микроелемената изузев код кадмијума. Вредности фактора мобилности су најниже у слоју 10-20 cm. Адсорпција, трансформација и мобилност микроелемената зависе од физичко-хемијских својстава земљишта, и имају важну улогу у развоју кореновог система, чиме се мобилност штетних микроелемената разликује по дубинама профила (Shaheen и Iqbal, 2018; Zwolak et al., 2019).

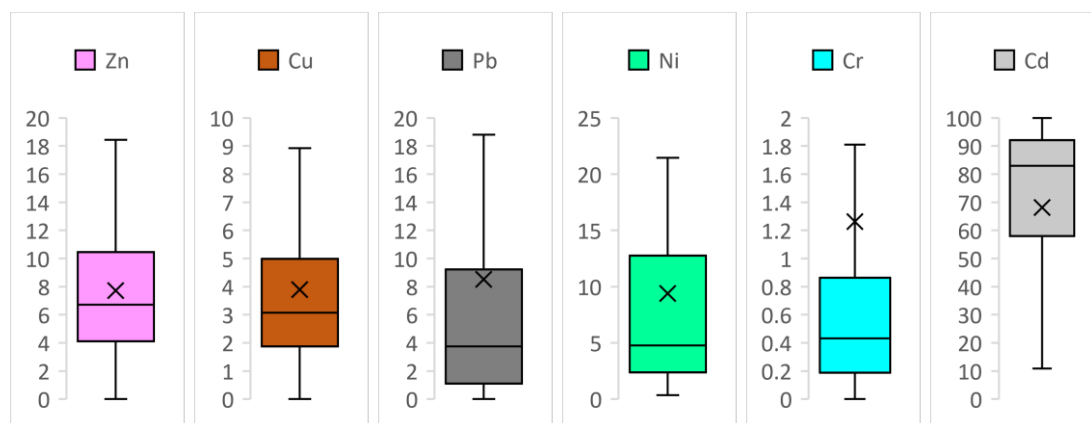


График 1 – Фактор мобилности (%) штетних микроелемената у земљиштима слива Расине

Од укупних садржаја, **Zn** је најзаступљенији у резидуалној фракцији, потом у умерено редуктивној фракцији, док је најмање заступљен у изменљивој, на шта указују вредности MF – 7,72 %.

Концентрације **Cu** у земљишту су повећане у слоју од 10-20 cm, када се повећава и мобилност овог елемента, али незнатно, с обзиром на то да у укупним концентрацијама овог слоја, највећи проценат представљају умерено редуктивна (F3) и резидуална фракција (F5), са просечним фактором мобилности од 3,89 %. Повећањем укупне концентрације Cu, повећава се учешће резидуалне и умерено редуктивне фракције, док ниже концентрације укупног Cu показују и да се адсорптивна фракција као и карбонатна смањују, чиме се смањује и потенцијална токсичност овим елементом. Умерено редуктивна фракција (везана за Fe и Mn оксиде) има значајну улогу у везивању Zn и Cu, што се може приписати адсорпцији, флокулацији и копреципитацији ових елемената са колоидима Fe и Mn оксидног хидроксида (Li et al., 2016).

Садржаји **Pb** у проучаваним земљиштима су слично Zn и Cu заступљени у фракцији везаној за Fe и Mn оксиде као и у резидуалној фракцији, док је мањи проценат Pb везан за карбонате (8,38 %) или је у адсорптивној фракцији (3,77 %). У појединим профилима, концентрације карбонатне и органо-сулфидне фракције Pb нису детектоване, иако постоје профили где поред резидуалне фракције, велики проценат укупног Pb је у оквиру карбонатне. Средња вредност фактора мобилности је 8,52 % па иако мобилност овог елемента генерално опада са дубином, у појединим профилима, олово је заступљено само као адсорбовано (F1) или везано за карбонате (F2).

Мобилност **Ni** расте са дубином, а највише вредности се крећу у умерено редуктивној и резидуалној фракцији, што указује на геолошко порекло. Фактор мобилности Ni просечно је 9,39 %. У литератури се наводе ниске вредности фактора мобилности Ni, и да је највећи проценат овог елемента везан у резидуалној фракцији (Li et al., 2007; Rinklebe и Shaheen, 2014). Резидуална фракција се истиче као најзаступљенија и када су земљишта формирана на серпентинитима (Shaheen et al., 2019), што потврђују и резултати истраживања у Србији (Antić-Mladenović et al., 2011). У три профила, фактор мобилности креће се и до 71,44 %. Адсорпција Ni оксидима мангана контролише мобилност Ni, иако је у овим профилима везан за адсорптивну и карбонатну фракцију. У литератури се наводи, да је разлог преласка Ni из редуктивне у мобилне форме карактеристика метала антропогеног порекла, из пољопривреде, отпадних вода и сл. (Ogundiran и Osibanjo, 2015).

Концентрације **Cr** се повећавају са дубином, а тиме и фактор мобилности, иако су максималне вредности овог фактора до 5,52 % у површинским слојевима, и повећавају се на 42,88 % у најдубљем слоју, као и код Ni, што може, поред фактора мобилности, указати и на биодоступност и акумулацију ових елемената у биљкама које расту на серпентинитским педолошким формацијама (Summa et al., 2019). Врло мали проценат концентрација Cr је везан за адсорптивну фракцију (0,11 %) или карбонате (0,31 %).

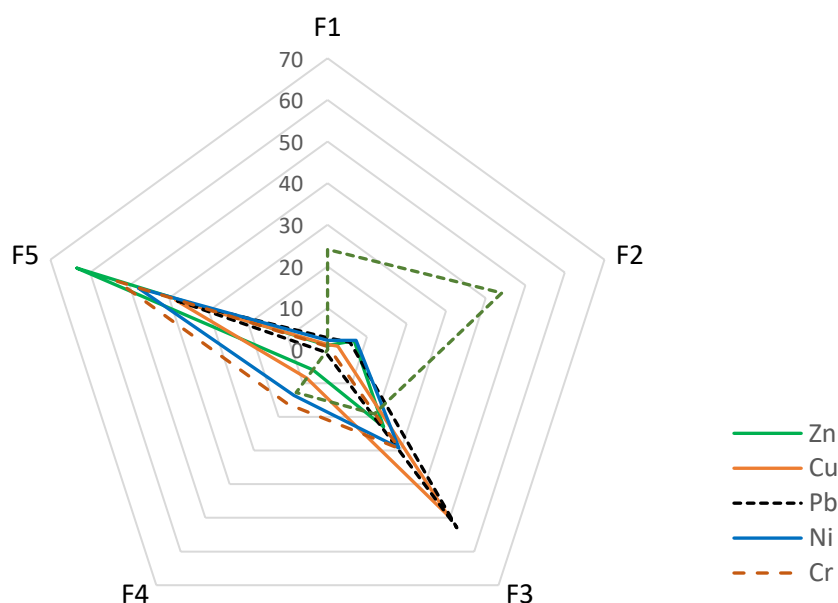


График 2 – Процентуално учешће фракција у укупном садржају проучаваних микроелемената

Готово 90,7% Cd је везано за Fe хидроксиде (90,7 %). Међутим, укупни садржаји Cd у већини проучаваних земљишта су везани као адсорбовани или за карбонате, што указује на високу мобилност овог елемента (MF = 68,11 %), али и на потенцијално токсичан ефекат по екосистем (Xian, 1989). Мобилност и биодоступност Cd је у уској вези са реакцијом земљишта. Трансформација Cd из недоступних форми у мобилне форме се повећава се смањењем рН вредности земљишта (Yu et al., 2016). Исти аутори наводе да Fe оксиди имају значајан капацитет за адсорпцију, и ефектно имобилишу Cd.

Табела 28 – Опадајући низ фракција проучаваних микроелемената (F1 и F2)

| микроелемент | Фракције у укупном садржају |
|--------------|-----------------------------|
| Zn | F5 > F3 > F2 > F4 > F1 |
| Cu | F3 > F5 > F4 > F2 > F1 |
| Pb | F3 > F5 > F2 > F1 > F4 |
| Ni | F5 > F3 > F2 > F4 > F1 |
| Cr | F5 > F3 > F4 > F2 > F1 |
| Cd | F3 > F2 > F1 > F4 > F5 |

5.1.6 Индекси загађења земљишта проучаваног подручја

За потребе процене загађења проучаваног подручја, анализирани су геоакумулациони индекс (I_{geo} – прилози 3а-3е), појединачни индекс загађења (PI – прилози 4а-4ж), Немеров заједнички индекс загађења (PI_N – слика 13), индекс оптерећења екосистема (PLI – слика 14), појединачни индекс еколошког ризика (E_r – прилози 5а-5е), индекс потенцијалног еколошког ризика (RI – слика 15) и фактор обогаћења (EF – прилози 6а-6е). За потребе рачунања појединих индекса, израчунате су background вредности за проучавано подручје, изражене у $mg \cdot kg^{-1}$. Background концентрације проучаваних микроелемената су: Zn ($109,65 mg \cdot kg^{-1}$), Cu ($39,28 mg \cdot kg^{-1}$), Pb ($38,93 mg \cdot kg^{-1}$), Ni ($90,49 mg \cdot kg^{-1}$), Cr ($96,59 mg \cdot kg^{-1}$), Cd ($0,24 mg \cdot kg^{-1}$) и Hg ($0,036 mg \cdot kg^{-1}$).

5.1.6.1 Геоакумулациони индекс (I_{geo})

Средње вредности овог индекса указују да се проучавани профили земљишта налазе у класи незагађеног подручја. Међутим, поједини профили показују одређени степен контаминације појединим елементима. Средње вредности геоакумулационог индекса су у следећем низу Hg < Cd < Cu < Zn < Pb < Cr < Ni. Највећи распон вредности овог индекса су за Cd, Ni, Pb и Cr. На графику 3 су приказане вредности дескриптивне статистике овог индекса, док је процентуално учешће појединих класа загађења приказано у табели 29.

На проучаваном подручју, према I_{geo} индексу, не постоји загађење **цинком**, осим код једног профила (прилог 3а), где је вредност овог индекса 1,40 и у класи је умереног загађења.

Вредности геоаккумуляционог индекса показују да земљиште није загађено **бакром**, чија је максимална вредност испод нивоа загађења (прилог 3б).

Од проучаваних профила, 80 % је у зони незагађеног земљишта **оловом**, што се објашњава и ниским фактором мобилности, док 20 % припада класи од умерено загађеног до тешко загађеног земљишта (прилог 3в). Разлог повишених концентрација олова на овом подручју лежи у геологији самог подручја. Према Симићу (1958) на овом простору су се одвијале интензивне рударске активности током средњег века, када се на Копаонику налазило више од 2000 рударских рупа, а на подручју Брзећа 21 топионица олова.

Загађење **никлом**, према I_{geo} индексу се креће од -4,21 до 4,02 (прилог 3г). Највећи проценат профила (63,64 %) припада незагађеном земљишту, а више од 35 % проучаваних профила се налази у некој од класа загађења, највише у класи тешког загађења (14,55 %) и класи умерено до тешког загађења (9,09 %).

Геоаккумуляциони индекс **хрома**, показује да две трећине проучаваних профила припада класи незагађених земљишта, док скоро једна трећина профила има вредности које указују на умерено или тешко загађење (прилог 3д). Профили који показују загађење Ni и Cr, се налазе у горњем делу слива Расине, и на потезу према Копаонику, где се као геолошка подлога јављају серпентинити и харцбургити који према Vockheim-у (2014) садрже веће концентрације ових елемената.

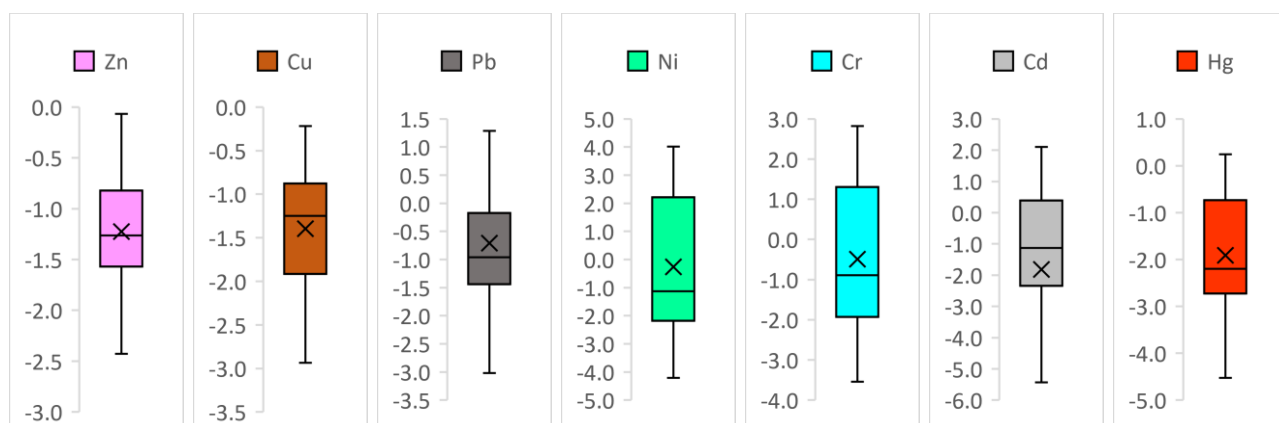


График 3 – I_{geo} индекс проучаваних микроелемената у земљиштима слива Расине

Проучавано подручје није контаминирано **кадмијумом**, према просечној вредности. Међутим, поједини профили који показују умерен степен загађења (више од 25 %) садрже Cd у граничним концентрацијама или изнад граничних вредности. Профили који по целој дубини имају повишени садржај Cd налазе се у горњем делу слива, у оквиру рударског рејона Копаоника и делимично у правцу према Жељину (прилог 3ђ). У природи, Cd се углавном јавља са рудама цинка (Bolani et al., 2013), које су се поред руда олова експлоатисале на подручју Копаоничког рејона (Симић, 1958), што може бити разлог повишених концентрација у земљишту. У мањим концентрацијама, налази се у неким минералима, попут биотита и амфиболита, али и у мањим концентрацијама у неким

магматским и метаморфним стенама попут гранита ($0,09 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), пешчара и кречњака, и са нешто вишим концентрацијама у шкриљцима ($0,8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) (Salminen et al., 2005).

Концентрација **живе** се налази у дозвољеним границама, иако на појединим профилима, према овом индексу, постоји умерено загађење (прилог 3е).

Табела 29 – Вредности I_{geo} индекса према класама загађења

| Вредност | Zn | Cu | Pb | Ni | Cr | Cd | Hg |
|--------------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | % | | | | | | |
| $I_{\text{geo}} < 0$ | 98,46 | 100,00 | 80,00 | 63,64 | 67,27 | 71,05 | 90,48 |
| $0 < I_{\text{geo}} < 1$ | 0,00 | 0,00 | 10,77 | 5,45 | 3,64 | 18,42 | 9,52 |
| $1 < I_{\text{geo}} < 2$ | 1,54 | 0,00 | 7,69 | 5,45 | 12,73 | 7,89 | 0,00 |
| $2 < I_{\text{geo}} < 3$ | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 9,09 | 16,36 | 2,63 | 0,00 |
| $3 < I_{\text{geo}} < 4$ | 0,00 | 0,00 | 1,54 | 14,55 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| $4 < I_{\text{geo}} < 5$ | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 1,82 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| $I_{\text{geo}} > 5$ | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 |

5.1.6.2 Појединачни индекс загађења (PI)

Појединачни индекс загађења указује на потенцијалну контаминацију одређеним микроелементом, а користи се код прорачуна заједничких индекса загађења. На проучаваном подручју, просечне вредности PI индекса загађења се повећавају следећим редоследом $\text{Hg} < \text{Cu} < \text{Zn} < \text{Cd} < \text{Pb} < \text{Cr} < \text{Ni}$. Вредности PI индекса се крећу у опсегу од 0 до 24,31. Највећи распон вредности овог индекса је за Ni, Pb и Cr, код којих индекси варирају по свим класама загађења, као и у случају Cd. График 4 приказује вредности дескриптивне статистике овог индекса. Табеле 30 и 31 приказују класе загађења за просечне вредности овог индекса, тј. процентуално учешће датих класа. Примећује се слична процентуална расподела по категоријама загађења као код геоакумулационог индекса.

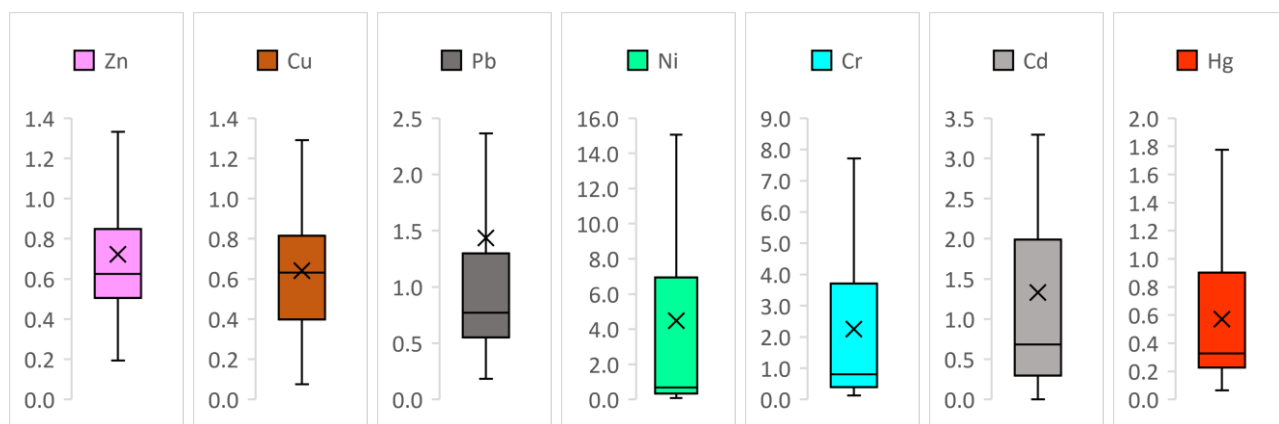


График 4 – PI индекс проучаваних микроелемената у земљиштима слива Расине

Просечна вредност појединачног фактора загађења **цинком** не указује на загађење, иако 10,77 % проучаваних профила спада у класу слабог степена загађења и један профил у класу јаког степена загађења (прилог 4а).

Мали проценат (13,85 %) проучаваних профила показује слаби степен загађења **бакром**, а просечна вредност указује на незагађено земљиште (прилог 4б).

Концентрације **олова** у појединим профилима прекорачују граничну вредност, на шта указује и појединачни индекс загађења који у око 35 % проучаваних профила припада некој од класа загађења (прилог 4в).

Табела 30 – Класе загађења према просечним вредностима PI индекса

| Класа | Вредност PI | Степен загађења | Zn | Cu | Pb | Ni | Cr | Cd | Hg |
|-------|-------------|--------------------------|----|----|----|----|----|----|----|
| 1 | PI < 1 | Незагађено | . | . | | | | . | . |
| 2 | 1 < PI < 2 | Слаби степен загађења | | | . | | . | | |
| 3 | 2 < PI < 3 | Умерени степен загађења | | | | | | | |
| 4 | 3 < PI < 5 | Јаки степен загађења | | | | . | | | |
| 5 | PI > 5 | Врло јак степен загађења | | | | | | | |

Појединачни индекс загађења **никлом**, у 23 % профила, припада класи веома јаког степена загађења, по 3 % припада класама јаког и умереног загађења, а 10,77 % је у класи слабог загађења (прилог 4г). У 70 % проучаваних профила, концентрације Ni су изнад граничних или ремедијационих вредности, због чега је просечна вредност појединачног индекса 3,79 и припада класи јаког степена загађења.

Табела 31 – Процентуално учешће класа загађења према PI индексу

| Вредност | Zn | Cu | Pb | Ni | Cr | Cd | Hg |
|------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| % | | | | | | | |
| PI < 1 | 87,69 | 86,15 | 66,15 | 60,00 | 66,15 | 78,46 | 86,15 |
| 1 < PI < 2 | 10,77 | 13,85 | 18,46 | 10,77 | 9,23 | 7,69 | 13,85 |
| 2 < PI < 3 | 0,00 | 0,00 | 6,15 | 3,08 | 0,00 | 7,69 | 0,00 |
| 3 < PI < 5 | 1,54 | 0,00 | 1,54 | 3,08 | 9,23 | 3,08 | 0,00 |
| PI > 5 | 0,00 | 0,00 | 7,69 | 23,08 | 15,38 | 3,08 | 0,00 |
| Σ | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 |

Хром такође показује неуједначеност по класама, а 15,38 % проучаваних профила припада класи веома јаког степена загађења, а средња вредност припада класи слабог загађења, у којој се налази 9,23 % проучаваних профила. Исти проценат припада класи слабог загађења (прилог 4д).

Просечна вредност појединачног индекса загађења **кадмијумом** износи 0,78 која указује на незагађеност (прилог 4ђ). Међутим, поједини профили припадају класама слабог и умереног загађења (15,38 %) и јаког и веома јаког загађења (6,16 %).

Вредности појединачног индекса загађења **живом** налазе се у класи незагађених земљишта (86,15 %) и слабо загађених земљишта (13,85 %) (прилог 4е). Упоредни приказ појединачних индекса загађења дат је у прилогу 4ж.

5.1.6.3 Немеров заједнички индекс загађења (PI_N)

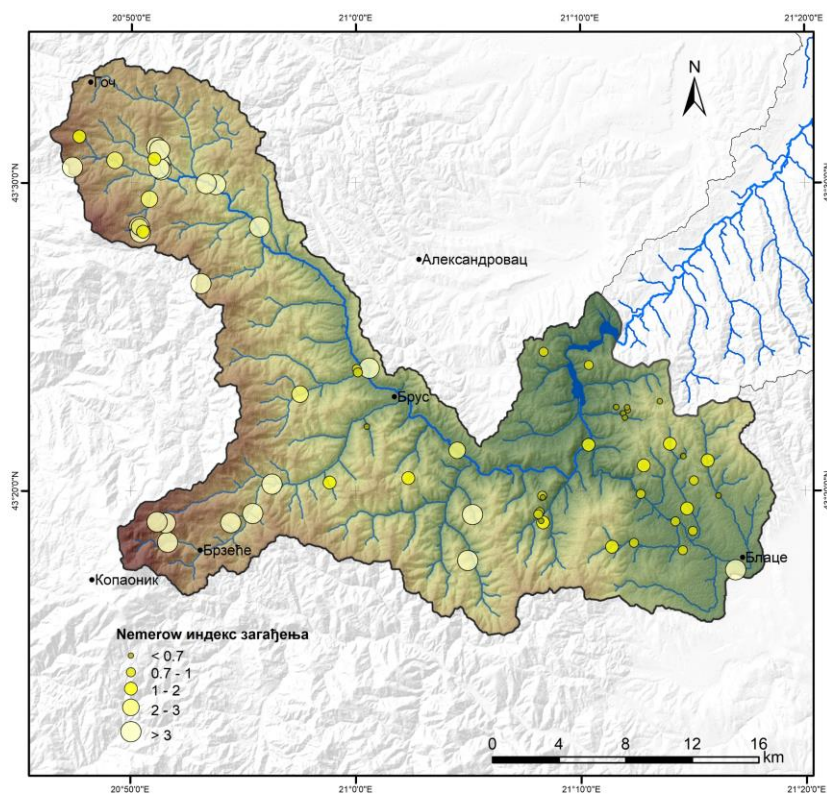
Немеров индекс загађења представља заједнички индекс који показује утицај свих појединачних метала, преко појединачног индекса загађења (PI). Вредности овог индекса се крећу у распону од 0,45 до 17,68. Средња вредност Немеровог заједничког индекса загађења је 3,76 и према овој вредности, проучавани профили спадају у подручје озбиљног загађења (слика 13). У табели 32 су дате класе заједничког индекса загађења PI_N , као и процентуално учешће класа загађења у односу на укупан број узорака.

Табела 32 – Класификација подручја према Немеровом индексу загађења

| Класа | Вредност PI_N | Степен загађења | % од укупног броја профила |
|-------|------------------|----------------------------|----------------------------|
| 1 | $PI_N < 0,7$ | Подручје без загађења | 18,46 |
| 2 | $0,7 < PI_N < 1$ | Домен предострожности | 20,00 |
| 3 | $1 < PI_N < 2$ | Подручје слабог загађења | 18,46 |
| 4 | $2 < PI_N < 3$ | Подручје умереног загађења | 7,69 |
| 5 | $PI_N > 3$ | Подручје озбиљног загађења | 35,38 |
| | | | $\Sigma = 100,00$ |

Вредности показују да трећина проучаваних профила (35,38 %) припада класи озбиљног загађења а мање од 20 % профила припада подручју које није угрожено високим концентрацијама проучаваих микроелемената. Разлог високих вредности овог индекса, као и процентуалне расподеле профила у класама умереног и озбиљног загађења (43,07 %), јесу високе концентрације Ni, Cr и Pb у појединим профилима, а тиме и високе вредности појединачног индекса загађења.

Интерполоване вредности Немеровог индекса загађења (прилог 4з), показују да се зона загађења простира на вишим надморским висинама и на подручју са базичном геолошком подлогом.



Слика 13 – Немеров индекс загађења (PI_N) у сливу Расине

5.1.6.4 Индекс оптерећења екосистема (PLI)

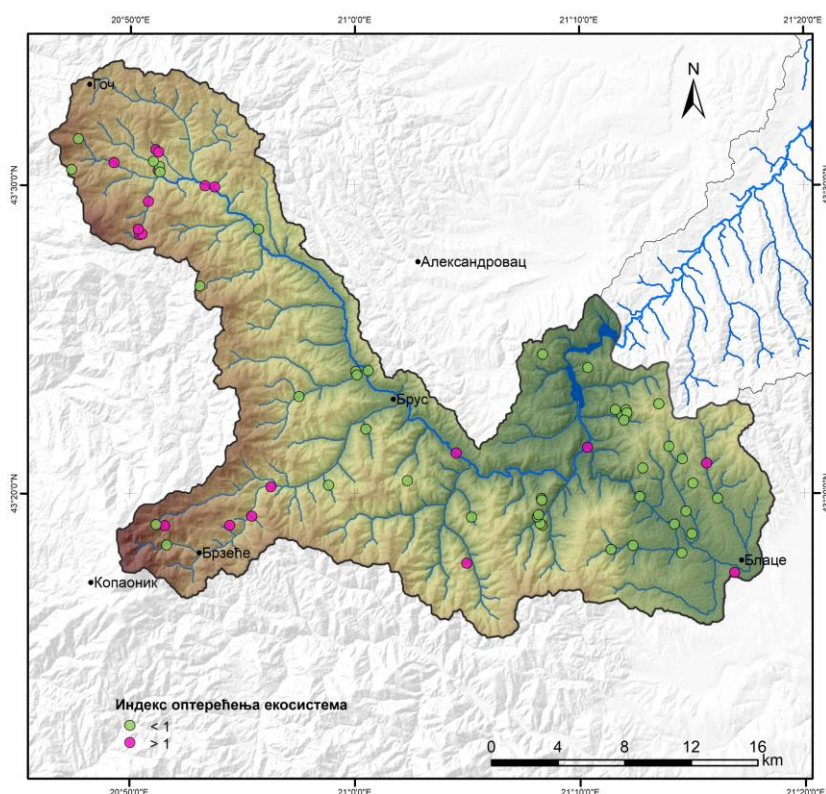
Индекс оптерећења екосистема микроелементима на проучаваном подручју представља значајан показатељ стања екосистема, и потенцијалне деградације земљишта.

Табела 33 – Класификација степена загађења према PLI индексу

| Класа | Вредност PLI | Степен загађења | % од укупног броја узорака |
|-------|--------------|-------------------------------------|----------------------------|
| 1 | $PLI < 1$ | Степен незагађености | 67,7 |
| 2 | $PLI > 1$ | Степен погоршања квалитета земљишта | 32,3 |
| | | | $\Sigma = 100$ |

Вредности PLI индекса се крећу у распону од 0,278 што припада класи земљишта доброг квалитета до 1,886 што је у класи загађеног земљишта. Средња вредност PLI индекса (0,81) указује на незагађеност земљишта, а око две трећине проучаваних профила (67,7 %) спада у групу незагађеног подручја, док 32,3 % профила земљишта припада екосистему који није под оптерећењем загађења услед повишених концентрација проучаваних микроелемената (табела 33, слика 14). Интерполацијом вредности PLI индекса, слив Расине је подељен јасно

на подручја у којима се земљиште дефинише степеном загађености и степеном погоршања квалитета земљишта (прилог 4и).



Слика 14 – Индекс оптерећења екосистема (PLI) у сливу Расине

5.1.6.5 Појединачни индекс еколошког ризика (E_r)

Средње вредности индекса еколошког ризика (E_r) се на проучаваном подручју смањују редоследом $Cd > Ni > Hg > Pb > Cr > Cu > Zn$ (прилози 5а-5е). Средње вредности појединачног индекса еколошког ризика за све проучаване микроелементе, припадају класи ниског еколошког ризика. Међутим у појединим профилима, за одређене елементе, вредности еколошког ризика прекорачују вредности врло високог еколошког ризика. У табели 34 приказано је процентуално учешће класа загађења према E_r индексу. График 5 приказује вредности параметара дескриптивне статистике за E_r индекс проучаваних микроелемената.

За **Zn**, **Cu** и **Cr** вредности E_r индекса припадају класи ниског еколошког ризика (прилози 5а, 5б и 5д). У појединим профилима, вредности овог индекса се за **Pb** налазе у класи умереног еколошког ризика (1,54 %) (прилог 5в). Максимална вредност за Pb припада класи значајног ризика и износи 81,86. Подједнако процентуално учешће проучаваних профила припада класама умереног и значајног еколошког ризика од повишених концентрација **Ni** (по 9,23 %). Максимална концентрација овог индекса за Ni спада у класу значајног ризика, и износи 121,54 (прилог 5г).

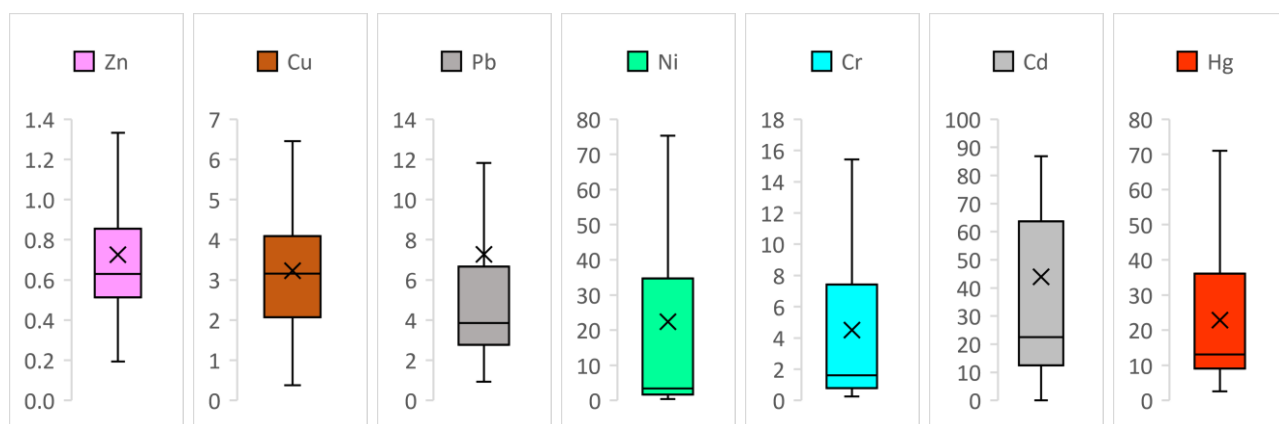


График 5 – E_r индекс проучаваних микроелемената у земљиштима слива Расине

Концентрације **Cd** показују да 4,62 % профила спада у групу умереног ризика, и дупло већи проценат у групи значајног еколошког ризика (прилог 5ђ). Вредности појединачног еколошког ризика за **Hg**, показују да 13,85 % проучаваних профила припада класи умереног ризика (прилог 5е).

Табела 34 – Процентуално учешће класа загађења према E_r индексу

| Вредност | Zn | Cu | Pb | Ni | Cr | Cd | Hg | % | | | | | | | | | |
|-------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|---|--|--|--|--|--|--|--|--|--|
| | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| $E_r < 40$ | 100,00 | 100,00 | 98,46 | 81,54 | 100,00 | 83,08 | 86,15 | | | | | | | | | | |
| $40 < E_r < 80$ | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 9,23 | 0,00 | 4,62 | 13,85 | | | | | | | | | | |
| $80 < E_r < 160$ | 0,00 | 0,00 | 1,54 | 9,23 | 0,00 | 9,23 | 0,00 | | | | | | | | | | |
| $160 < E_r < 320$ | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 3,08 | 0,00 | | | | | | | | | | |
| $E_r > 320$ | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | | | | | | | | | | |
| Σ | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | | | | | | | | | | |

5.1.6.6 Индекс потенцијалног еколошког ризика (RI)

Индекс укупног потенцијалног еколошког ризика RI се користи како би се дефинисао степен потенцијалног загађења земљишта услед високих концентрација микроелемената. Представљен је као збир вредности појединачних индекса еколошког ризика.

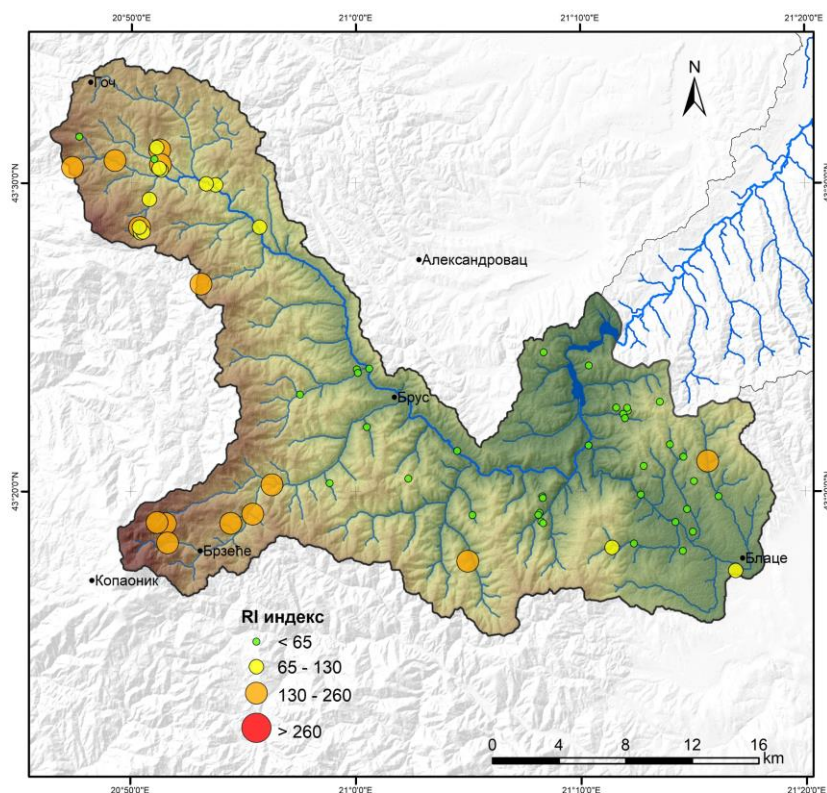
У табели 35 је приказано процентуално учешће профила према степену загађења тј. степену еколошког ризика (Håkanson, 1980).

Вредности RI индекса показују да више од половине проучаваних профила припада подручју ниског еколошког ризика. Међутим, 41,54 % проучаваних профила припада класама умереног, значајног и врло високог еколошког ризика.

Табела 35 – Класе потенцијалног еколошког ризика

| Класа | Вредност RI | Степен ризика | % од укупног броја профила |
|-------|----------------|---------------------------|----------------------------|
| 1 | RI < 65 | Низак еколошки ризик | 58,46 |
| 2 | 65 < RI < 130 | Умерен еколошки ризик | 20,00 |
| 3 | 130 < RI < 260 | Значајан еколошки ризик | 21,54 |
| 4 | RI > 260 | Врло висок еколошки ризик | 0,00 |
| | | | $\Sigma = 100$ |

Ове вредности су у извесној сагласности са вредностима индекса оптерећења екосистема (PLI), као и Немеровог индекса (PIN), где трећина профила припада неком облику загађења од умереног до озбиљног. RI индекс је у распону од 3,44 до 242,52 са просечном вредношћу од 72,09. Индекс потенцијалног еколошког ризика, приказан је и у прилогу 5ж, са јасно уочљивим зонама загађења, које се поклапају са зонама према PLI и Немеровом индексу загађења (прилози 4и и 4з).



Слика 15 – Индекс потенцијалног еколошког ризика (RI)

5.1.6.7 Фактор обогаћења (EF)

Фактор обогаћења представља значајан показатељ којим се за одређено подручје дефинише утицај антропогенних активности на садржај микроелемената. На подручју слива Расине средње вредности фактора обогаћења у проучаваним земљиштима се налазе у класама природног разлагања матичног супстрата или умереног обогаћења (табела 36 и табела 37).

График 6 приказује карактеристичне вредности параметара дескриптивне статистике EF индекса, а табела 38 процентуалну заступљеност по класама (Sutherland, 2000).

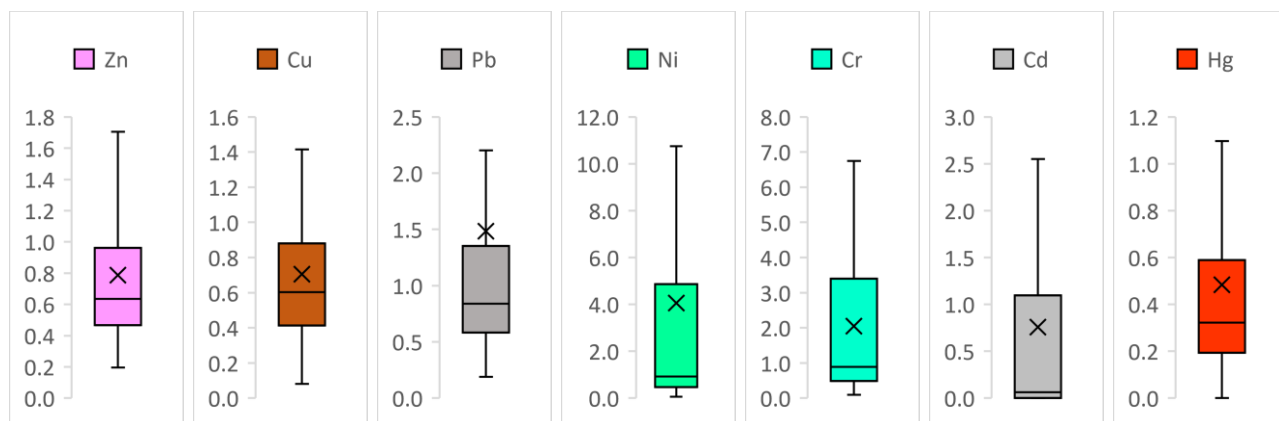


График 6 – Фактор обogaћења (EF) проучаваних микроелемената у земљиштима слива Расине

Вредности фактора обogaћења на проучаваном подручју су у распону од 0 до 23,21. Концентрације **Zn** показују умерено обogaћење код појединих профила (3,08 %) у односу на природне концентрације (прилог 6а). Сличне вредности процентуалног учешћа категорија овог фактора су и код **Cu** (прилог 6б). Код оба елемента, средње вредности припадају првој категорији, тј. подручју са природним концентрацијама. Природно обogaћење **Pb** је заступљено на 86,15 % проучаваних профила, док се категорија умереног обogaћења јавља на 7,69 % профила и 6,15 % у категорији значајног обogaћења (табела 38, прилог 6в). Просечна вредност овог фактора за Pb, показује да је подручје у границама природних концентрација олова.

Табела 36 – Степен обogaћења подручја према просечним вредностима (Sutherland, 2000)

| Класа | Вредност EF | Степен обogaћења | Zn | Cu | Pb | Ni | Cr | Cd | Hg |
|-------|--------------|----------------------------|----|----|----|----|----|----|----|
| 1 | EF < 2 | Нема обogaћења | . | . | . | . | . | . | . |
| 2 | 2 < EF < 5 | Умерено обogaћење | | | | . | . | | |
| 3 | 5 < EF < 20 | Значајно обogaћење | | | | | | | |
| 4 | 20 < EF < 40 | Врло високо обogaћење | | | | | | | |
| 5 | EF > 40 | Екстремно високо обogaћење | | | | | | | |

Према Zhang и Liu (2002) поједини проучавани профили припадају категорији која је дефинисана као подручје под утицајем антропогених активности (табела 37).

Ni и **Cr** имају повећане концентрације у горњем делу слива Расине, на потезу између Гоча и Жељина и Копаоника (прилози 6г и 6д). Фактор обogaћења на овом подручју показује да концентрације ових елемената нису само продукт распадања геолошке подлоге, већ да би могло бити и других неантропогених извора (Vockheim, 2014). Средње вредности EF за оба

елемента припадају класи умереног обогаћења, а максималне вредности припадају класи врло високог за Ni тј. значајног обогаћења за Cr. Иако у сливовима Поломске и Рогавске реке не постоје извори загађења индустријског типа, фактор мобилности за Ni (9,39 %) и Cr (1,26 %) показују велики удео природних концентрација ових елемената.

Табела 37 – Степен загађења подручја према просечним вредностима (Zhang и Liu, 2002)

| Класа | Вредност EF | Степен обогаћења | Zn | Cu | Pb | Ni | Cr | Cd | Hg |
|-------|----------------|--|----|----|----|----|----|----|----|
| 1 | EF < 0,5 | Незагађено | | | | | | | · |
| 2 | 0,5 < EF < 1,5 | Природне концентрације | · | · | · | | | · | |
| 3 | EF > 1,5 | Повећане концентрације услед антропогених активности | | | | · | · | | |

Међутим, вредности EF > 1,5 могу указати на одређене концентрације из антропогених извора (пољопривредне активности или аерозагађење) (Zhang et al., 2020) или других неантропогених извора (биота) (Zhang и Liu, 2002), узимајући у обзир биодоступност и акумулацију ових елемената у биљкама које расту на серпентинитским педолошким формацијама (Summa et al., 2019). Код оба елемента, око 70 % проучаваних профила припада категорији где нема обогаћења услед антропогених активности.

Табела 38 – Процентуална заступљеност EF индекса према степену загађења

| Вредност | Zn | Cu | Pb | Ni | Cr | Cd | Hg |
|--------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | % | | | | | | |
| EF < 2 | 96,92 | 96,92 | 86,15 | 69,09 | 69,09 | 86,15 | 97,83 |
| 2 < EF < 5 | 3,08 | 3,08 | 7,69 | 9,09 | 18,18 | 12,31 | 2,17 |
| 5 < EF < 20 | 0,00 | 0,00 | 6,15 | 14,55 | 12,73 | 1,54 | 0,00 |
| 20 < EF < 40 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 7,27 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| EF > 40 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| Σ | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 |

EF фактор за Cd се креће од 0 до 6,75 која је у категорији значајног обогаћења, у којој је 1,54 % проучаваних профила. У 12,31 % профила, концентрације Cd у земљишту су повећане услед антропогених активности, али у категорији умереног обогаћења (прилог бђ). Садржај Hg је у појединим профилима у категорији умереног обогаћења (2,17 %) (6е).

5.2 Основна физичка и хемијска својства вученог наноса

Вучени нанос је узоркован у периоду од маја до новембра 2016. године, у сва три микрослива, у просечно 2 или 3 понављања.

Садржај укупног песка у **вученом наносу Поломске реке** се током периода осматрања није мењао значајно. Средња вредност је износила 85,39 % док је укупна глина имала 14,61 % учешћа. Највећи проценат наноса чиниле су фракције крупног (38,85) и ситног песка (40,91 %). Хигроскопна вода је у просеку износила 1,91 %. Вучени нанос припада текстурној класи иловастих пескова.

У сливу Поломске реке, рН вредности вученог наноса се током мерног периода нису значајно мењале а налазе се у категорији благо алкалне средине. Средња вредност рН вредност вученог наноса у води износи 7,46 са минималном 7,29 у октобру и максималном 7,59 у јуну. Вредности реакције раствора наноса у CaCl_2 се крећу у распону од 6,57 до 6,85 са средњом вредношћу од 6,73.

Засићеност базама у вученом наносу Поломске реке се креће током целог периода осматрања изнад 85 %, а тотални капацитет адсорпције има вредност од минималних 20,56 до максималних 29,38 $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Садржај CaCO_3 је био испод границе детекције, осим у јуну када је вредност износила 2,56 %, што указује на благо алкалну вредност реакције наноса у води.

Концентрација органске материје у вученом наносу се мења током године, тако да је највећа концентрација измерена у августу (6,87 %) док је најмање органске материје било у мају (2,31 %). Ове вредности су у складу са количином воде која протиче кроз профил, тако да приликом највиших водостаја, великог протицаја, средње профилске брзине и транспортне моћи водотока, долази до редукције депонованих и акумулираних количина органске материје (Bartram и Balance, 1996). Концентрација азота је ниска, а просечна вредност је 0,18 %. Однос C/N је просечно 16,17 што указује на високе вредности органске материје у наносу.

Садржај лакоприступачног фосфора (P_2O_5) у наносу се креће у распону од 2,58 $\text{mg}\cdot 100\text{g}^{-1}$ у јуну до 3,80 $\text{mg}\cdot 100\text{g}^{-1}$ у новембру. Ове вредности указују на природне концентрације фосфора.

Садржај лакоприступачног калијума (K_2O) у вученом наносу Поломске реке највиши је у јулу и износи 10,27 $\text{mg}\cdot 100\text{g}^{-1}$ док је најнижи у мају када је измерено 3,67 $\text{mg}\cdot 100\text{g}^{-1}$.

Текстурна класа **вученог наноса Рогавске реке** је иловаст песак. Најмањи проценат вученог наноса чини фракција ситног праха (2,86 %) а највеће учешће у гранулометријском саставу чине фракције крупног (45,80 %) и ситног песка (36,54 %). Садржај глине варира у распону од 7,3 % до 19,25 %. Хигроскопна вода је у просеку износила 1,80 %.

Вучени нанос Рогавске реке који је узоркован скоро непосредно пре ушћа у Врањушу, показује више рН вредности у односу на нанос Поломске реке. Измерена минимална рН вредност износи 7,35 а максимална 8,10 рН јединица. Супституциона киселост има средњу вредност 7,49 док максимална достиже 6,85 рН јединица.

Тотални капацитет адсорптивног комплекса у вученом наносу Рогавске реке има распон вредности од минималних 25,53 $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ у јуну до максималних 42,4 $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ у августу и септембру. Степен засићености базама у наносу је висока и креће се током целог осматраног периода изнад 88 %.

Присуство CaCO_3 је детектовано током целог периода осматрања са највећом концентрацијом од 2,09 % која је измерена у јулу. Средња вредност концентрације карбоната у вученом наносу Рогавске реке је 1,55 %.

Садржај органске материје се креће у распону од 1,73 до 6,22 % и нешто је нижи у односу на Поломску реку. Највеће концентрације органске материје се у вученом наносу таложу у периоду августа, септембра и октобра, када је нижи водостај а тиме и ослабљена транспортна моћ водотока, тј. када дође до депозиције наноса у речном току (Charman, 1996). Просечна концентрација органске материје је 4,12 %, а тренд повећања или смањења концентрације азота је у зависности од садржаја хумуса (Танасијевић и сар., 1966). Највећа концентрација азота је измерена у јуну (0,23 %) а најмања у мају и јулу када је измерено 0,06 % овог елемента у вученом наносу. Однос C/N се креће од 18,84 до 25,43.

Лакоприступачни облик фосфора (P_2O_5) у вученом наносу Рогавске реке има низак садржај и креће се у распону од минималних $1,48 \text{ mg}\cdot 100\text{g}^{-1}$ у новембру до максималних $4,52 \text{ mg}\cdot 100\text{g}^{-1}$ у октобру, што такође указује на величину протицаја и акумулације наноса услед слабије транспортне моћи водотока (Charman, 1996).

Концентрације доступних облика калијума (K_2O) су високе током целог периода мерења и крећу се у распону од 3 до $8,25 \text{ mg}\cdot 100\text{g}^{-1}$. Најниже концентрације су измерене у вученом наносу који се исталожио у месецу мају, док се највише лакоприступачног калијума акумулирало током месеца августа и септембра.

У **вученом наносу Богишке реке**, просечан садржај хигроскопне воде је 1,02 %. Садржај крупног песка је просечно 50,66 %, док најмање имају фракције ситног праха (2,11 %) и глине (3,59 %). Просечна вредност укупног песка је 89,84 % тако да вучени нанос Богишке реке по текстури припада класи финих пескова.

Вучени нанос у Богишкој реци се карактерише високим рН вредностима, у распону од 7,97 у мају до 8,16 у новембру. Средња вредност реакције раствора вученог наноса је умерено базна и износи 8,06. Супституциона киселост је у распону од 7,16 до 7,23 што је чини неутралном.

Адсорптивни комплекс се карактерише тоталним капацитетом адсорпције чије су вредности максималне у јуну са $28,35 \text{ cmol}\cdot \text{kg}^{-1}$, а минималне у мају са $24,05 \text{ cmol}\cdot \text{kg}^{-1}$. Сви узорци током периода узорковања се карактеришу високим степеном засићености базама, просечно 98,15 %.

Садржај карбоната (CaCO_3) је испод граница детекције у свим узорцима.

Органска материја у вученом наносу Богишке реке се креће од минималних 0,90 % у новембру до максималних 2,91 % у августу, са просечном концентрацијом од 1,89 %. Садржај органске материје прати колебања водостаја и протицаја воде у реци. Концентрација азота у вученом наносу се није мењала значајно током периода осматрања и средња вредност износи 0,14 %.

Садржај лакоприступачног фосфора је у вученом наносу већи током периода опадања и стагнације водостаја у Богишкој реци. Концентрације се крећу од минималних $8,82 \text{ mg}\cdot 100\text{g}^{-1}$ до максималних $13,78 \text{ mg}\cdot 100\text{g}^{-1}$ са просечном вредношћу од $11,68 \text{ mg}\cdot 100\text{g}^{-1}$. Високе концентрације фосфора могу указати на унос фосфорних ђубрива на

пољопривредним површинама у сливу Богишке реке. Концентрације су 4-5 пута више у односу на сливове Поломске и Рогавске реке, где је проценат површина под пољопривредним земљиштем мањи.

Садржај лакоприступачног калијума (K_2O) се не разликује много у односу на узорке вученог наноса Поломске и Рогавске реке. Најмање концентрације лакоприступачног калијума су измерене у мају месецу ($4,86 \text{ mg}\cdot 100\text{g}^{-1}$) а највише у августу ($9,48 \text{ mg}\cdot 100\text{g}^{-1}$).

5.2.1 Садржај микроелемената у вученом наносу

Концентрације проучаваних микроелемената су измерене и у узорцима вученог наноса, од маја до новембра. Измерене су укупне концентрације, које су се мењале током периода узорковања. Резултати су приказани на графику 7.

Концентрације **Zn** у вученом наносу Поломске, Рогавске и Богишке реке се не мењају значајно током периода узорковања. Измерене вредности се крећу у распону од $42,92$ до $69,31 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, а средња вредност је $56,41 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Концентрације не прелазе граничне вредности, дате Уредбом 1.

Вредности концентрације **Cu** у вученом наносу сва три водотока се крећу од минималних $14,52 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ до максималних $26,7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Садржај **Pb** у сва три водотока током периода осматрања има просечну вредност од $14,11 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ и не прелази граничне вредности задате Уредбом 1.

У вученом наносу Поломске реке, концентрација **Ni** у свим узорцима превазилази ремедијациону вредност дату Уредбом 1 ($210 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Минимална концентрација овог елемента је измерена у септембру и износила је $317,66 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, а максимална у јуну, када је измерено $471,61 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, што је значајно више од ремедијационе вредности. У вученом наносу Рогавске реке, концентрација **Ni** такође прелази ремедијациону вредност. Просечна концентрација **Ni** у вученом наносу Рогавске реке износи $752,29 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ што је 3,5 пута више од вредности која према Уредби 1 показује да су у питању изузетно загађени седименти, и да је обавезна ремедијација. Концентрација **Ni** у вученом наносу Богишке реке је нижа у односу на нанос Поломске и Рогавске реке, али су вредности изнад циљних вредности, која се дефинише као вредност природног фона. Просечна вредност **Ni** је $37,77 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Високе концентрације **Ni** потичу из геолошке подлоге (дунити, перидотити, харцбургити и серпентинити) (Bockheim, 2014), карактеристичне за горњи део слива Расине, а богатим **Ni** и **Cr** (Rügner et al., 2019).

Концентрације **Cr** у вученом наносу Поломске реке су изнад циљне вредности, у свим месецима кад је вршено узорковање, а просечна је $309,34 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. У наносу Рогавске реке, концентрација хрома је била изнад ремедијационе вредности ($380 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), осим у јуну када је била изнад циљне која према Уредби 1 износи $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Просечно се у вученом наносу Рогавске реке акумулира $388,41 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ **Cr**. Садржај овог елемента у наносу Богишке реке,

је током периода узорковања био увек испод циљних вредности, а просечно се акумулирало $45,07 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, без великих варијација по месецима.

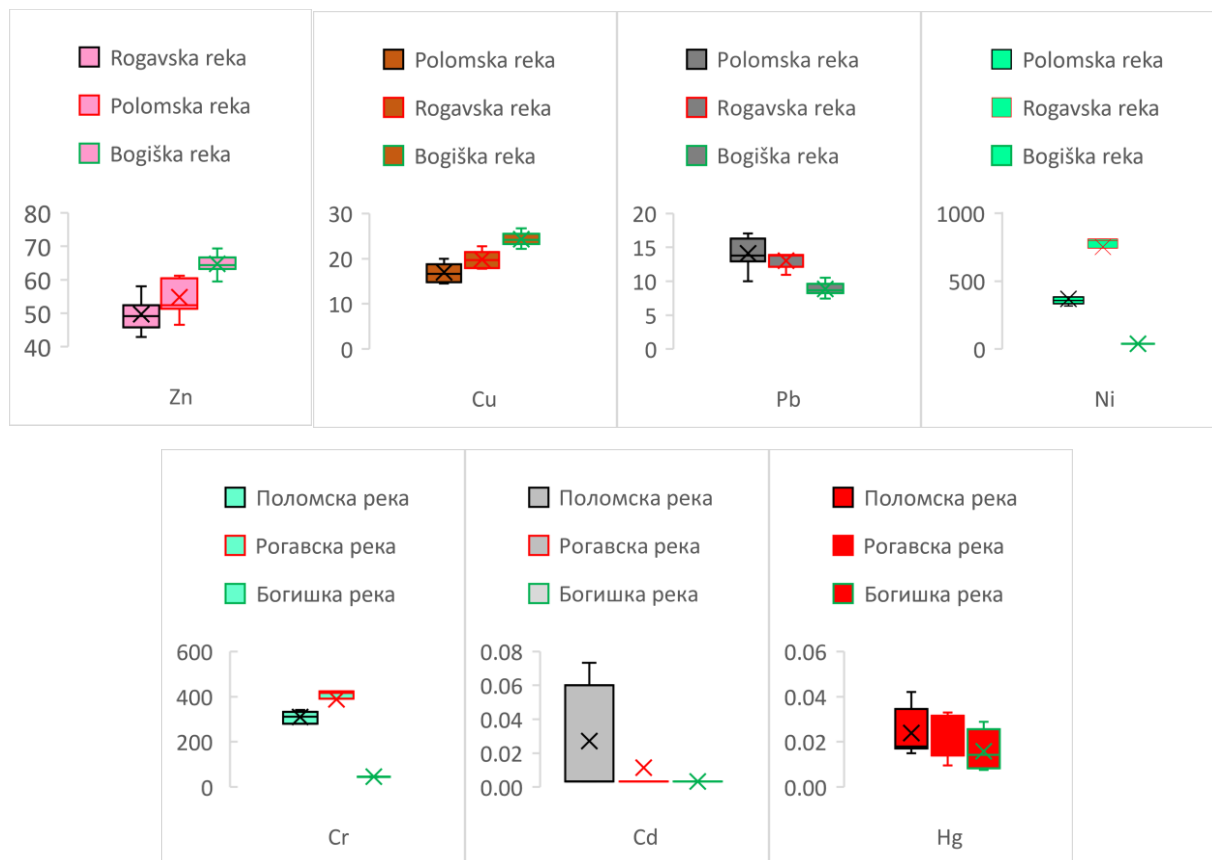


График 7 – Садржај проучаваних микроелемената у вученом наносу

У сва три водотока, у вученом наносу није било прекорачења циљних вредности **Cd**. Просечна концентрација овог елемента је у наносу Полумске реке била $0,027 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, Рогавске реке $0,011 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ и Богишке реке $0,003 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Према Уредби 1, концентрација **Hg** није прелазила карактеристичне вредности загађења. Садржај се кретао у распону од $17,04$ до $42,08 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ у наносу Полумске реке, од $9,55$ до $32,92 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ у наносу Рогавске реке и од $7,58$ до $28,92 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ у наносу Богишке реке.

5.2.2 Индекси загађења вученог наноса

5.2.2.1 Геоакумулациони индекс (I_{geo})

График 8 приказује вредности параметара дескриптивне статистике I_{geo} индекса у вученом наносу проучаваних микросливова. Просечне вредности показују да је вучени нанос током периода узорковања у Полумској реци био испод граница загађења, тј. да је у границама

природних концентрација, када су у питању Zn, Cu, Pb, Cd и Hg. Вредности I_{geo} за Ni и Cr указују да су концентрације ових елемената веће од природних концентрација, услед разлагања матичне подлоге. Максималне концентрације показују да је нанос умерено контаминиран, што је последица антропогенних активности.

На сливу Рогавске реке вредности I_{geo} су у сагласности са вредностима на сливу Поломске реке, што јасно указује на утицај геолошке подлоге коју чине серпентинити. Гледано са аспекта антропогеног утицаја, сливови Поломске и Рогавске реке се налазе у брдско-планинском подручју Гоча и Жељина, где не постоји индустрија или било који вид извора дифузног загађења. Вредности I_{geo} индекса, показују да је концентрација Ni значајно изнад природних концентрација, према којима је ово подручје умереног до тешког загађења.

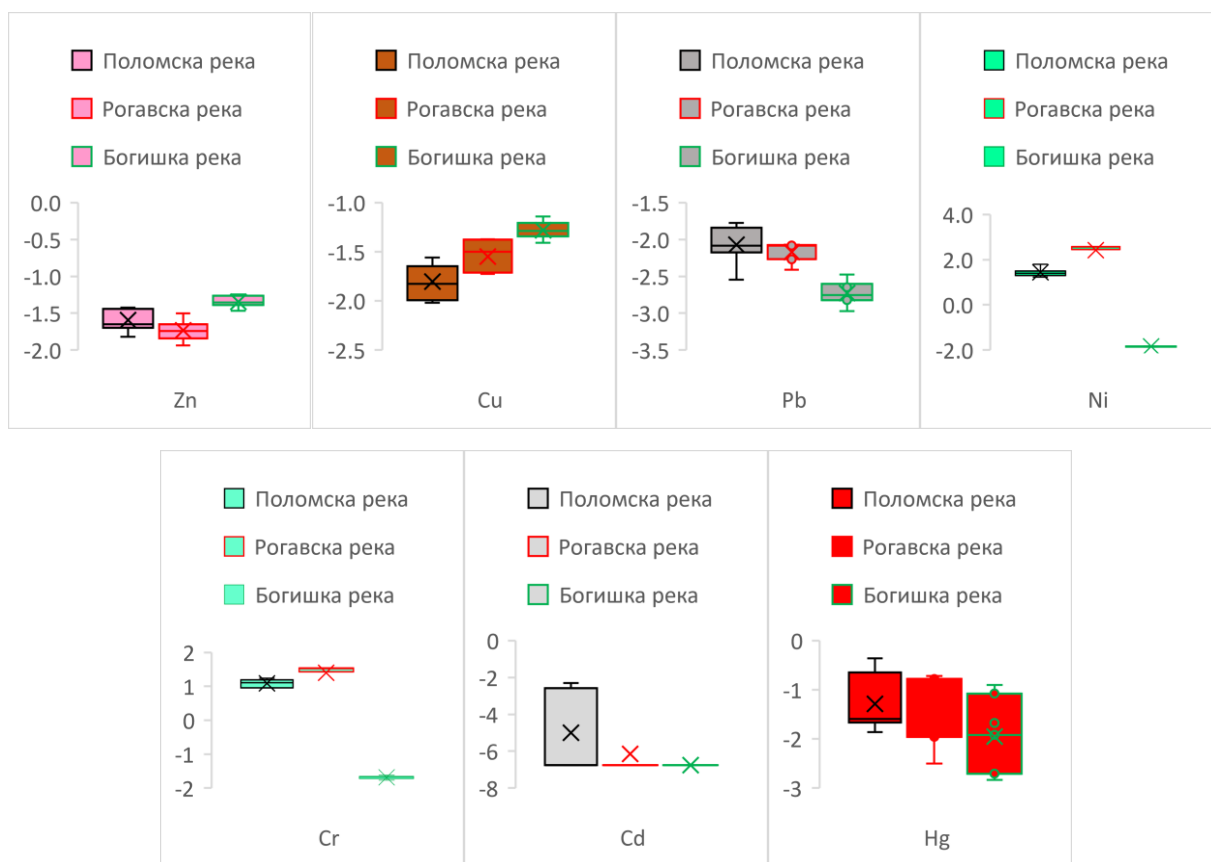


График 8 – I_{geo} индекс проучаваних микроелемената у вученом наносу

Вучени нанос Богишке реке, према овом индексу припада класи практично незагађеног. Уколико се упореде вредности I_{geo} индекса и класе загађења суспендованог и вученог наноса проучаваних сливова, може се видети да је веће присуство различитих класа загађења у суспендованом наносу. Овакав тренд вредности и присуство класа загађења, је последица својства финих честица глине и колоида да на својој површини адсорбују метале и остале загађујуће материје (Alloway, 1990; Barry et al., 1995). Вучени нанос проучаваних микрослива је по текстури углавном песковит са врло малим процентом глине, па је тиме концентрација микроелемената адсорбована на површини честица вученог наноса мала, на шта указује и чињеница да ни у једном узорку током периода узорковања, није прекорачена

максимално дозвољена концентрација („Сл.гласник РС“ бр.50/2012) за све елементе осим Ni и Cr, чије високе концентрације представљају продукт распадања матичног суспстрата.

5.2.2.2 Појединачни индекс загађења (PI)

Појединачни индекс загађења вученог наноса у проучаваним микросливовима приказан је у табели 39. Просечне вредности овог индекса, припадају различитим класама загађења, а у следећем низу су за Поломску реку $Cd < Pb < Cu < Zn < Hg < Cr < Ni$, за Богишку реку у следећем низу $Cd < Pb < Zn < Cu < Hg < Cr < Ni$ и за Рогавску реку следећим редоследом $Cd < Pb < Ni < Hg < Cr < Zn < Cu$.

У сливу Поломске реке, вучени нанос је током периода узорковања био испод граница контаминације на основу PI индекса за Zn, Cu, Pb, Cd и Hg. Вредности PI индекса указују на незагађеност овим елементима. Концентрације Ni и Cr су повишене, тако да у целом периоду показују јаки степен загађења. Концентрација Hg је у једном узорку указивала на слаб степен контаминације.

Табела 39 – Класе загађења вученог наноса према PI индексу за проучаване микросливоре

| Класа | Вредност PI | Степен загађења | Zn | Cu | Pb | Ni | Cr | Cd | Hg |
|-------|--------------|--------------------------|-----|-----|-----|----|----|-----|-----|
| 1 | $PI < 1$ | Незагађено | •+φ | •+φ | •+φ | φ | φ | •+φ | •+φ |
| 2 | $1 < PI < 2$ | Слаби степен загађења | | | | | | | |
| 3 | $2 < PI < 3$ | Умерени степен загађења | | | | | | | |
| 4 | $3 < PI < 5$ | Јаки степен загађења | | | | • | •+ | | |
| 5 | $PI > 5$ | Врло јак степен загађења | | | | | + | | |

• Поломска река; + Рогавска река; φ Богишка река

У сливу Рогавске реке, тренд загађења вученог наноса је сличан као у сливу Поломске реке, осим за Ni, где вредност PI индекса показује врло јак степен загађења.

Слив Богишке реке, се на основу PI индекса за вучени нанос сврстава у подручје без загађења, као и према PI индексу. Табела 39 упоредо приказује степен загађења проучаваних микросливовима, при чему се јасно види степен утицаја геолошке подлоге на концентрације микроелемената (Ni и Cr) у вученом наносу Поломске и Рогавске реке.

5.2.2.3 Немеров заједнички индекс загађења (PIN)

Вредности Немеровог индекса вученог наноса се крећу у распону од 1,58 до 3,07. Средња вредност Немеровог заједничког индекса загађења за вучени нанос Поломске реке је 1,92 што га сврстава категорију слабог загађења. Вредност PIN за вучени нанос Рогавске реке

износи 2,69 и припада класи умереног загађења. Вучени нанос Богишке реке се према просечној вредности овог индекса налази у класи подручја умереног загађења и износи 2,33. У табели 40 су дате класе заједничког индекса загађења PI_N , као и припадност просечних вредности по класама, за суспендовани нанос проучаваних микросливова.

Табела 40 – Класификација проучаваних микросливова према просечним вредностима Немеровог индекса загађења за вучени нанос

| Класа | Вредност PI_N | Степен загађења | Поломска река | Рогавска река | Богишка река |
|-------|------------------|----------------------------|---------------|---------------|--------------|
| 1 | $PI_N < 0,7$ | Подручје без загађења | | | |
| 2 | $0,7 < PI_N < 1$ | Домен предострожности | | | |
| 3 | $1 < PI_N < 2$ | Подручје слабог загађења | • | | |
| 4 | $2 < PI_N < 3$ | Подручје умереног загађења | | • | • |
| 5 | $PI_N > 3$ | Подручје озбиљног загађења | | | |

Узимајући у обзир утицај свих проучаваних микроелемената на загађење вученог наноса, израженог преко PI_N индекса, закључује се да постоји извештан облик загађења, а да се чак и најмање вредности, у оквиру сва три микрослива, налазе у класи слабог загађења.

5.2.2.4 Индекс оптерећења екосистема (PLI)

Вредности PLI индекса, за вучени нанос проучаваних микросливова, су у распону од 0 до 0,61, са просечним вредностима 0,15 за Поломску реку, 0,05 за Рогавску реку и 0,0001 за Богишку реку. Укупно оптерећење екосистема, током периода узорковања вученог наноса, припада класи незагађеног подручја, за проучаване микросливова. Ово потврђује чињеницу да метали и друге загађујуће материје адсорбоване на фине честице глине и колоида у суспендованом наносу учествују у контаминацији екосистема (Alloway, 1990; Barry et al., 1995), много више него вучени нанос, који се састоји од крупнијих честица (Charman, 1996).

5.2.2.5 Појединачни индекс еколошког ризика (E_r)

Појединачни индекс еколошког ризика, представљен кроз токсичност одређеног елемента, као и утицај на животну средину, представљен је на графику 9.

За слив Поломске реке, вредности су у класи потенцијално ниског еколошког ризика, са просечним вредностима од 0,42 за Cd до 7,54 за Hg. Током периода узорковања, само у једном узорку (јун 2016. године), вредност E_r индекса за Hg је била 46,65, чиме је нанос био у категорији потенцијално средњег еколошког ризика.

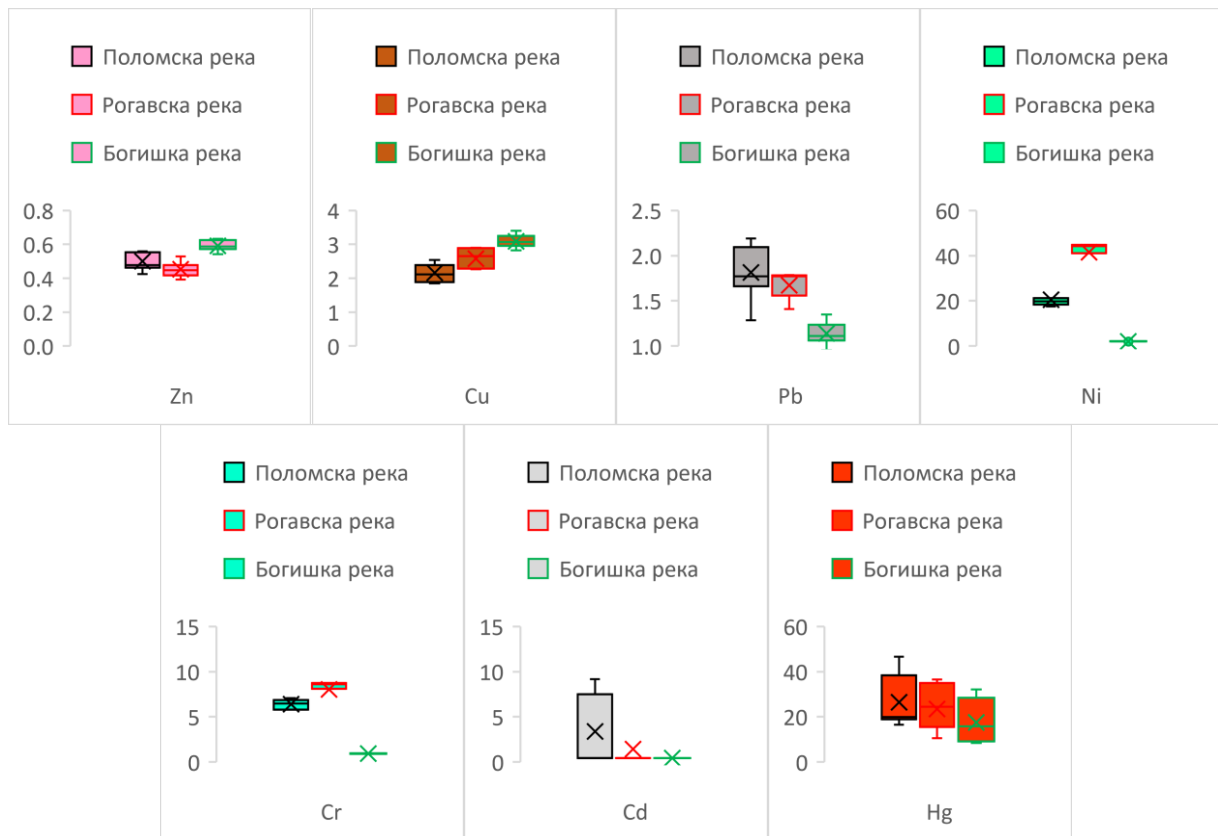


График 9 – Eг индекс проучаваних микроелемената у вученом наносу

У сливу Рогавске реке, вредности Eг индекса су у распону од 0,39 до 54,11 и у класи су ниског еколошког ризика. Само за Ni вредности Eг индекса припадају категорији средњег еколошког ризика, осим у јуну 2016. године. Сви узорци вученог наноса Богишке реке, се према Eг индексу, сврставају у категорију потенцијално ниског еколошког ризика, са распонем вредности од 0,42 до 32,06.

5.2.2.6 Индекс потенцијалног еколошког ризика (RI)

Анализом појединачног еколошког ризика, одређено подручје може бити сврстано у категорију без загађења. Међутим, заједнички утицај штетних микроелемената на екосистем се процењује индексом укупног потенцијалног еколошког ризика (RI). Степен загађења вученог наноса према просечним вредностима RI индекса је приказан у табели 41, према проучаваним микросливовима. У вученом наносу слива Поломске реке, распон вредности RI индекса је од 47,08 до 92,79. Период јуна и јула 2016. године се карактерише високим вредностима, и умереним еколошким ризиком.

У сливу Рогавске реке, сви узорци вученог наноса су у категорији умереног еколошког ризика, са распонем вредности од 65,1 до 94,26. Вучени нанос Богишке реке се карактерише распонем RI индекса од 16,23 до 40,7 при чему сви узорци припадају категорији ниског еколошког ризика.

Табела 41 – RI индекс вученог наноса проучаваних микрослива

| Класа | Вредност RI | Степен загађења | Поломска река | Рогавска река | Богишка река |
|-------|----------------|---------------------------|---------------|---------------|--------------|
| 1 | RI < 65 | Низак еколошки ризик | • | | • |
| 2 | 65 < RI < 130 | Умерен еколошки ризик | | • | |
| 3 | 130 < RI < 260 | Значајан еколошки ризик | | | |
| 4 | RI > 260 | Врло висок еколошки ризик | | | |

Високе концентрације Ni у суспендованом и вученом наносу издвојиле су слив Рогавске реке у подручје умереног загађења, према RI индексу. Вредности RI индекса вученог наноса показују да сва три микрослива припадају подручју благог или ниског облика загађења, за разлику од суспендованог који сливове сврстава у подручје значајног или врло високог облика загађења. Ово наглашава улогу и учешће фракција глине и праха у везивању и транспорту микроелемената (Evans, 2006).

5.2.2.7 Фактор обogaђења (EF)

Фактор обogaђења вученог наноса има ниже вредности у односу на суспендовани нанос. Значај овог фактора се огледа у чињеници да се током времена, нанос таложи у речном кориту, а са наносом акумулирају загађујуће материје. Неретко, у периоду великих вода, услед веће транспортне моћи водотока, може доћи до покретања исталоженог наноса и његовог депоновања на обалама река. У табели 42 је приказана припадност сливова по класама загађења према просечним вредности EF. График 10 приказује вредности параметара дескриптивне статистике фактора обogaђења у вученом наносу.

Табела 42 – Степен обogaђења вученог наноса према просечним вредностима (Sutherland, 2000)

| Класа | Вредност EF | Степен обogaђења | Zn | Cu | Pb | Ni | Cr | Cd | Hg |
|-------|--------------|----------------------------|-----|-----|-----|----|----|-----|-----|
| 1 | EF < 2 | Нема обogaђења | •+φ | •+φ | •+φ | φ | φ | •+φ | •+φ |
| 2 | 2 < EF < 5 | Умерено обogaђење | | | | | • | | |
| 3 | 5 < EF < 20 | Значајно обogaђење | | | | •+ | + | | |
| 4 | 20 < EF < 40 | Врло високо обogaђење | | | | | | | |
| 5 | EF > 40 | Екстремно високо обogaђење | | | | | | | |

• Поломска река; + Рогавска река; φ Богишка река

На основу вредности EF фактора, у вученом наносу Поломске реке, може се закључити да у једном узорку у периоду узроковања (јун 2016. године), концентрација живе превазилази природну концентрацију. Такође, високе концентрације Ni и Cr током целог периода узроковања, превазилазе *background* концентрације, што указује на одређени спољашњи утицај, који за последицу има акумулацију ових елемената у вученом наносу.

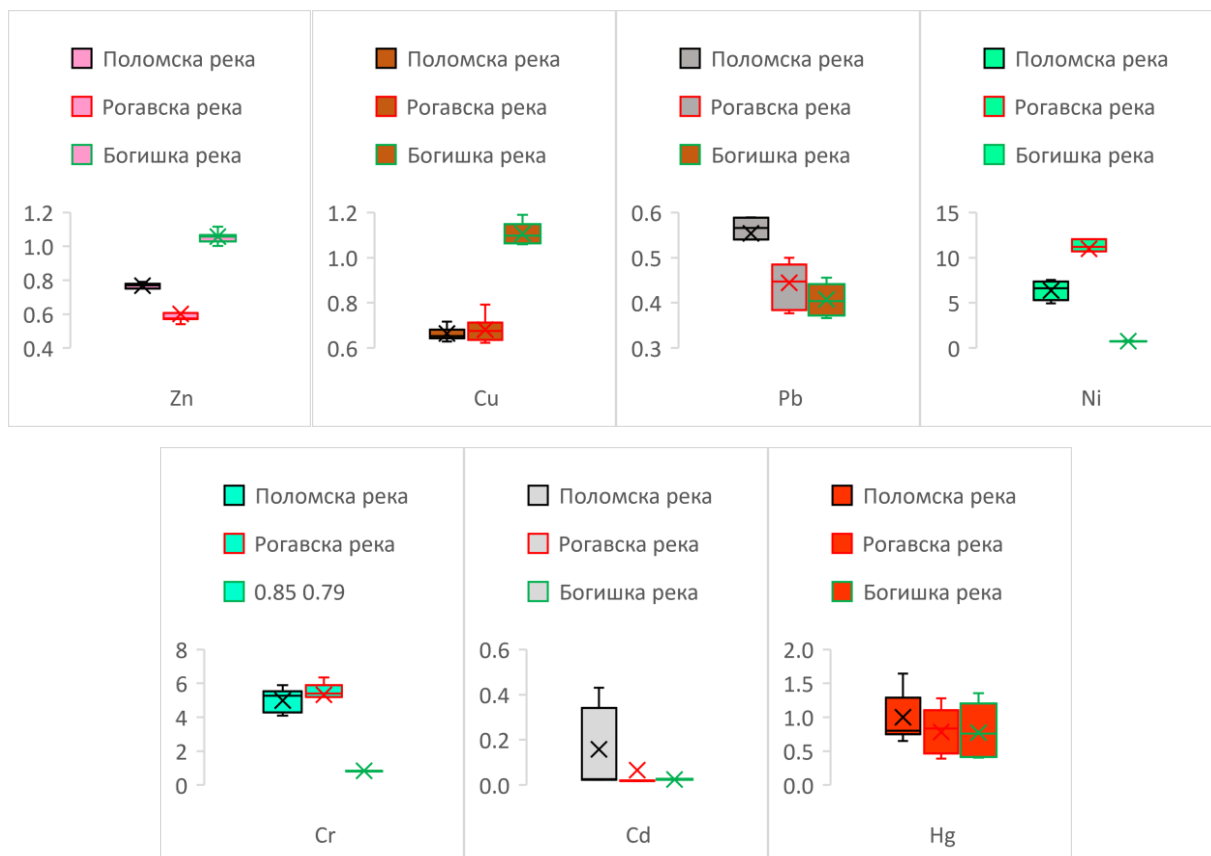


График 10 – Фактор обогаћења вученог наноса проучаваним микроелементима

Међутим, сливови Поломске и Рогавске реке представљају подручја без присуства индустријског загађења, те се као једини извор загађења овим елементима може сматрати распаднута матична стена. С обзиром на то да вучени нанос чини углавном фракција песка, и да просечно има мање од 5 % фракције глине, фактор обогаћења је значајно нижи у односу на суспендовани нанос или земљиште. У вученом наносу Рогавске реке, исти елементи показују умерено и значајно обогаћење, у свим узорцима. Вучени нанос Богишке реке, према вредностима EF фактора, припада категорији где нема обогаћења.

5.3 Садржај микроелемената у суспендованом наносу проучаваних микросливова

Концентрације проучаваних микроелемената у суспендованом наносу водотокова проучаваних микросливова су варирале током осматраног периода, а вредности су приказане на графицима 11, 12 и 13.

Садржај Zn у суспендованом наносу **Поломске реке** се креће у распону од 52,03 до 569,67 mg·kg⁻¹. Највише вредности су измерене у летњем периоду, у августу и септембру, када прекорачују Уредбом 1 дате циљне вредности (140 mg·kg⁻¹). Средњи пронос цинка суспендованим наносом, на годишњем нивоу је 153,55 mg·kg⁻¹. Концентрације Zn у суспендованом наносу су веће него у земљиштима проучаваних сливова, што је слично и

ранијим истраживањима, на подручју планине Гоч, са сличним педолошким и геолошким карактеристикама слива (Kadović i Svetković, 1992; Kadović et al., 2002). На подручју слива реке Јасенице, за период мерења 1995–1999 године, концентрације овог елемента су превазилазиле циљне вредности, а некада (1999. године) и граничну вредност, дату Уредбом 1 (Ђorović et al., 2001).

Током осматраног периода, садржај Cu у суспендованом наносу се мењао од $12,75 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ у зимском периоду, до $38,41 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, током августа и септембра, када је дошло до прекорачења граничне вредности ($36 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Просечно се са суспендованим наносом транспортује $26,99 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ на годишњем нивоу. На експерименталним сливовима планине Гоч, истраживања су показала да су концентрације овог елемента у суспендованом наносу веће него у А-хоризонту (Kadović i Svetković, 1992; Kadović et al., 2002). У оквиру проучаваних микрослива, садржај Cu у суспендованом наносу Поломске и Богишке реке је током целог периода осматрања био већи од концентрација из површинских слојева земљишта, док је та карактеристика у суспендованом наносу Рогавске реке забележена код два узорка.

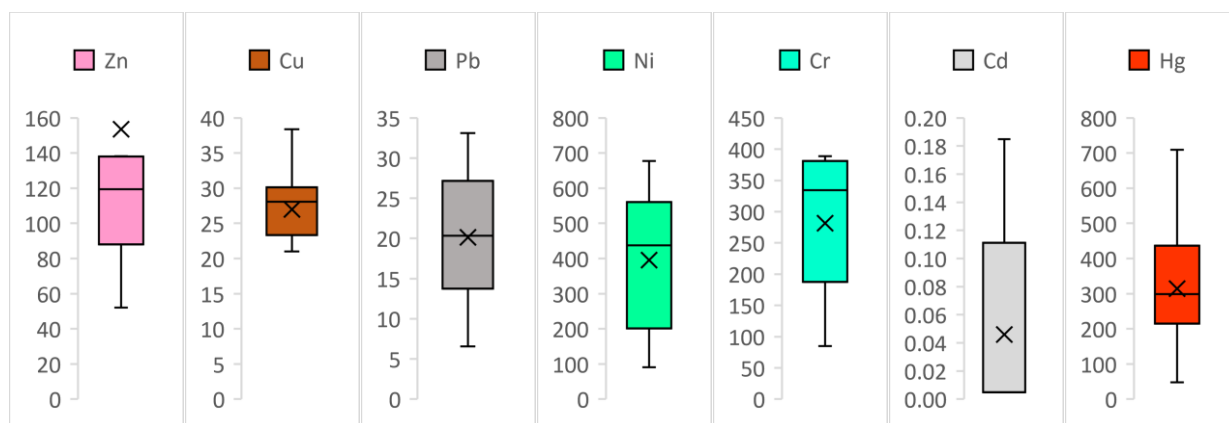


График 11 – Садржај проучаваних микроелемената у суспендованом наносу Поломске реке

Максималне концентрације Pb су измерене у априлу, августу и септембру, када су вредности биле између $26,87 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ и $27,98 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, са просечном годишњом вредношћу од $20,14 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Током периода осматрања, није било прекорачења граничних вредности овог елемента. Насупрот ранијим мерењима на експерименталним сливовима на Гочу (Kadović i Svetković, 1992; Kadović et al., 2002), концентрације Pb у суспендованом наносу су током целог периода осматрања биле ниже од просечних вредности за земљишта из проучаваних микрослива. У суспендованом наносу реке Јасенице, Ђorović et al. (2001) наводе прекорачења граничне и ремедијационе вредности дате Уредбом 1.

Концентрације Ni су високе у раним пролећним месецима, при чему је највећа измерена у фебруару $677,91 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, а најнижа у децембру, $91,06 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Током свих месеци узорковања, концентрације су веће од ремедијационе вредности ($210 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). У октобру и децембру 2016. године, измерено је више него што је законом прописано као циљна ($35 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) и максимално дозвољена концентрација ($44 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

Просечни садржај Cr у суспендованом наносу Поломске реке је $281,58 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ а концентрације се крећу од $84,92$ до $389 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Концентрације овог елемента у два периода осматрања (децембар 2015. – фебруар 2016. и април – мај 2016. године) прекорачују ремедијациону вредност ($380 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), док у свим осталим месецима прекорачује циљне или максимално дозвољене концентрације.

Измерене концентрације Cd су ниске и крећу се у распону су од $0,005$ у зимским месецима до $0,185 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, у мају. Просечна вредност ($0,046 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) је нешто нижа у односу на вредности ранијих истраживања на подручју експерименталних сливова на планини Гоч (Kadović i Svetković, 1992; Kadović et al., 2002).

Садржај Hg у суспендованом наносу варира између $47,48 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ у фебруару и $709 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ у октобру. Средњи пронос Hg на годишњем нивоу је $313,91 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, што је више од вредности која је законом дефинисана као циљна, тј. концентрација слична природним условима, при којима нема загађења ($0,3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Концентрације веће од граничних вредности су измерене у марту, мају и од августа до новембра 2016. године.

Концентрације проучаваних микроелемената у суспендованом наносу **Рогавске реке** такође показују неуједначеност током године. Минималне концентрације Zn су измерене у децембру $45,59 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, а средња вредност за период осматрања је $335,67 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Од јула до октобра, значајно је повећана концентрација цинка, када вредности прекорачују циљну (у јулу и августу) и ремедијациону вредност (у октобру), а када је измерена и највећа концентрација Zn у суспендованом наносу ($1686,36 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). У истом периоду, измерена је максимална концентрација Hg ($523,45 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) већа од граничне вредности. Најнижа концентрација Hg измерена је у зимском периоду 2015/2016. године и износи $57,5 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$.

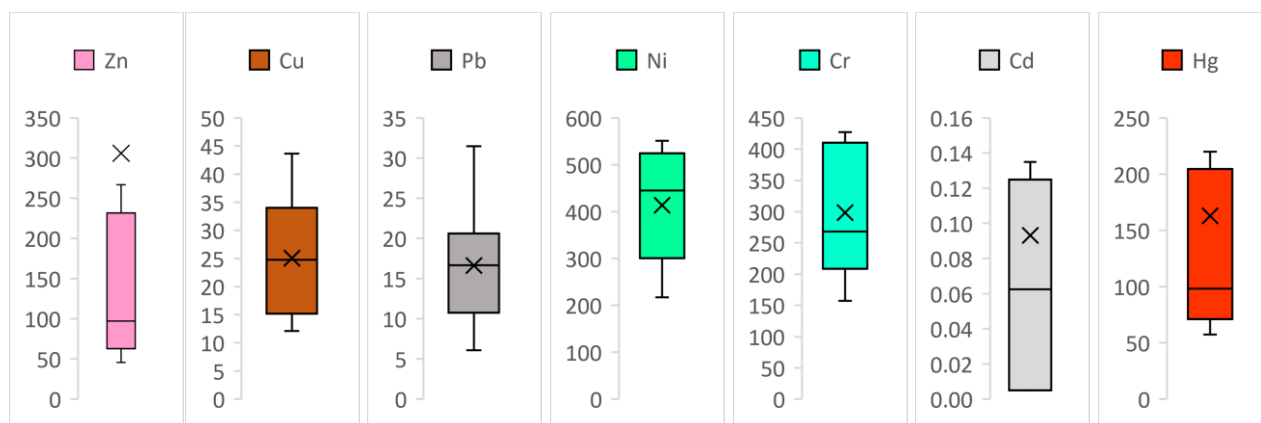


График 12 – Садржај проучаваних микроелемената у суспендованом наносу Рогавске реке

Највише концентрације Cu су измерене у летњим месецима ($43,63 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), што је изнад природних концентрација у наносу, а најмање крајем 2016. године ($12,13 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). За осматрани период, просечна измерена концентрација Cu у наносу је $26,48 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Највише концентрације Pb су измерене током октобра ($31,47 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) а најниже крајем 2016. године ($6,08 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) са просечном годишњом вредношћу од $16,22 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, без прекорачених прописаних концентрација које би указивале на могућу контаминацију.

Највеће концентрације Ni и Cr су измерене у периоду од децембра 2015. до априла 2016. године, и просечно је било око $540 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Ni и $414 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cr, што је много изнад просечних вредности на годишњем нивоу $397,40 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Ni и $280,18 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cr док су најниже концентрације оба елемента измерене у октобру осматраног периода. У наносу нису одређивани облици везивања елемената, али на основу облика везе у земљишту, може се закључити да, иако су високе концентрације, оне су из резидуалне фракције, тако да су тешко растворљиве. Измерене концентрације Cr у осматраном периоду, осим у децембру 2016. године, су изнад граничне вредности, а у појединим месецима и изнад ремедијационе. Међутим, с обзиром на то да се концентрација ових елемената у земљиштима слива повећава са дужином и да су у углавном изнад граничних вредности, може се закључити да су високе концентрације ових елемената како у вученом тако и у суспендованом наносу, резултат распадања матичног супстрата са повишеним концентрацијама Ni и Cr (Chrysochoou et al., 2016; Lightfoot, 2017), који су у сливу представљени серпентинитима, харцбургитима и перидотитима. Порекло Ni и Cr потврђују и ранија истраживања спроведена на подручју експерименталних сливова планине Гоч (Belanović et al., 2002).

Садржај Cd је максималне вредности достигао током летњих месеци (јул и август) а најниже почетком 2016. године. Просечно, годишња концентрација Cd износи $0,093 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

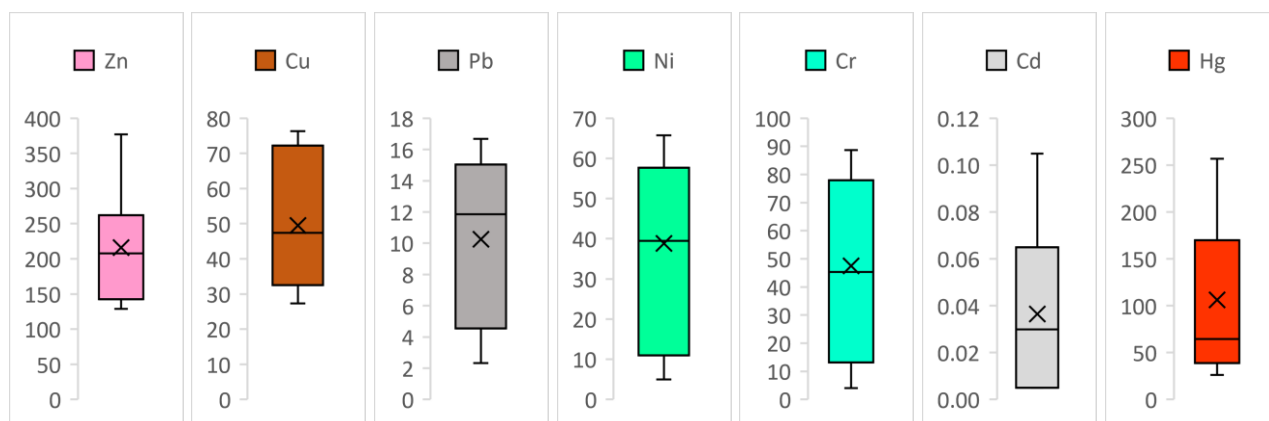


График 13 – Садржај проучаваних микроелемената у суспендованом наносу Богишке реке

У суспендованом наносу Богишке реке најниже концентрације Zn ($128,85 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) су измерене почетком периода осматрања, када једино нису прекорачене граничне вредности. Највише је измерено током септембра и октобра, $376,92 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Просечно, на годишњем нивоу, концентрација Zn је $216,16 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Максималне концентрације Cu и Pb су измерене у мају месецу и износиле су $76,36 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ и $16,69 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, редом, док је најмање Cu било крајем лета 2016. године ($27,30 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) а најмање Pb у суспендованом наносу у мају месецу, када је измерено $2,33 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Концентрација олова је током периода узорковања била испод граничних вредности, док је бакар прекорачивао вредности које су дефинисане као природни фон, сем у јулу и октобру.

Просечна концентрација Ni у наносу је $38,82 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ док се вредности крећу од $4,96 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ до $65,77 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Од јуна до августа, концентрација Ni је била испод законом прописаних

вредности, којима се дефинише природна концентрација овог елемента, и када нема контаминације седимента овим елементом.

Садржај Cr није био изнад граничне вредности, а просечно је измерено око $47,47 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Највећа измерена концентрација износи $88,72 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Концентрације Cd су углавном ниске током целог периода узорковања (просечно $0,05 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), изузев априла када је измерено максималних $0,105 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Највиша концентрација Hg је измерена у летњим месецима а најмања почетком 2016. године. Просечно $106,27 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ Hg је било у суспендованом наносу Богишке реке, без прекорачења граничних концентрација.

Како би се свеобухватно проценио и разумео степен контаминације наноса тешким металима (проучаваним микроелементима), израчунати су геоакумулациони индекс (I_{geo}), појединачни индекс загађења (PI), Немеров заједнички индекс загађења (PIN), индекс оптерећења екосистема (PLI), појединачни индекс еколошког ризика (Er), индекс потенцијалног еколошког ризика (RI) и фактор обогаћења (EF).

5.3.1 Индекси загађења суспендованог наноса

5.3.1.1 Геоакумулациони индекс (I_{geo})

График 14 приказује вредности параметара дескриптивне статистике геоакумулационог индекса, за сваки елемент појединачно, за суспендовани нанос проучаваних микросливова. На основу средњих вредности геоакумулационог индекса, закључује се да суспендовани нанос током године није био загађен за Zn, Cu, Pb и Cd, док је нанос био контаминиран, у класи слабог загађења, са Ni и Cr и умерено загађен са Hg.

У суспендованом наносу Поломске реке средње вредности геоакумулационог индекса се крећу у распону од $-6,17$ до $3,71$, чиме степен загађења иде од класе незагађеног до тешко загађеног наноса. Средња вредност I_{geo} за Zn износи $-0,43$ што суспендовани нанос класификује у средину која није загађена, мада током августа и септембра, вредност I_{geo} износи $1,79$ и спада у класу умереног загађења. Геоакумулациони индекси за Cu и Pb су током периода узорковања били испод границе загађења. Вредности овог индекса за Ni су у распону од незагађеног ($-0,58$) до класе умерено и тешко загађеног наноса ($2,32$). Током целог периода осматрања, осим у децембру 2016. године, вредности I_{geo} индекса за Ni су у некој од категорија загађења. Највише вредности су измерене на почетку године, а најниже у периоду од јуна до августа. Просечна вредност I_{geo} индекса за Cr припада класи слабог загађења ($0,81$) а вредности се крећу од минималних $-0,77$ за октобар 2016. до максималних $1,42$ у фебруару 2016. године, и нанос се налази у класама од незагађеног до умерено загађеног. За Cd нема загађења, уколико се посматра геоакумулациони индекс, док Hg у марту, августу и септембру има висок садржај и нанос припада класи тешког загађења, са максималном вредношћу од $3,71$. У скоро свим профилима на подручју слива реке Расине, концентрације Hg су значајно веће у органогеном хоризонту или је има само у органогеном

хоризонту. Овако високе концентрације, у односу на дубље слојеве земљишта могу указати на то да Hg може бити антропогеног порекла. Међутим, проучавани микросливови су ван зоне било какве индустрије. Према Европском програму праћења и процене (EMEP, 2020), вредности депозиције живе се смањују, на подручју Поломске и Рогавске реке, од 1990. до 2016. године. Међутим, значајан је њихов кумулативан ефекат, узимајући у обзир вредности депозиције које се крећу од 3,88 до 22,66 g·km⁻²·god⁻¹, и да надземни делови вегетације представљају први ниво таложења суве и влажне атмосферске депозиције (Kadović и Knežević, 2002). Иако концентрације микроелемената варирају током осматраног периода, значајан је кумулативан ефекат који се остварује током таложења наноса.

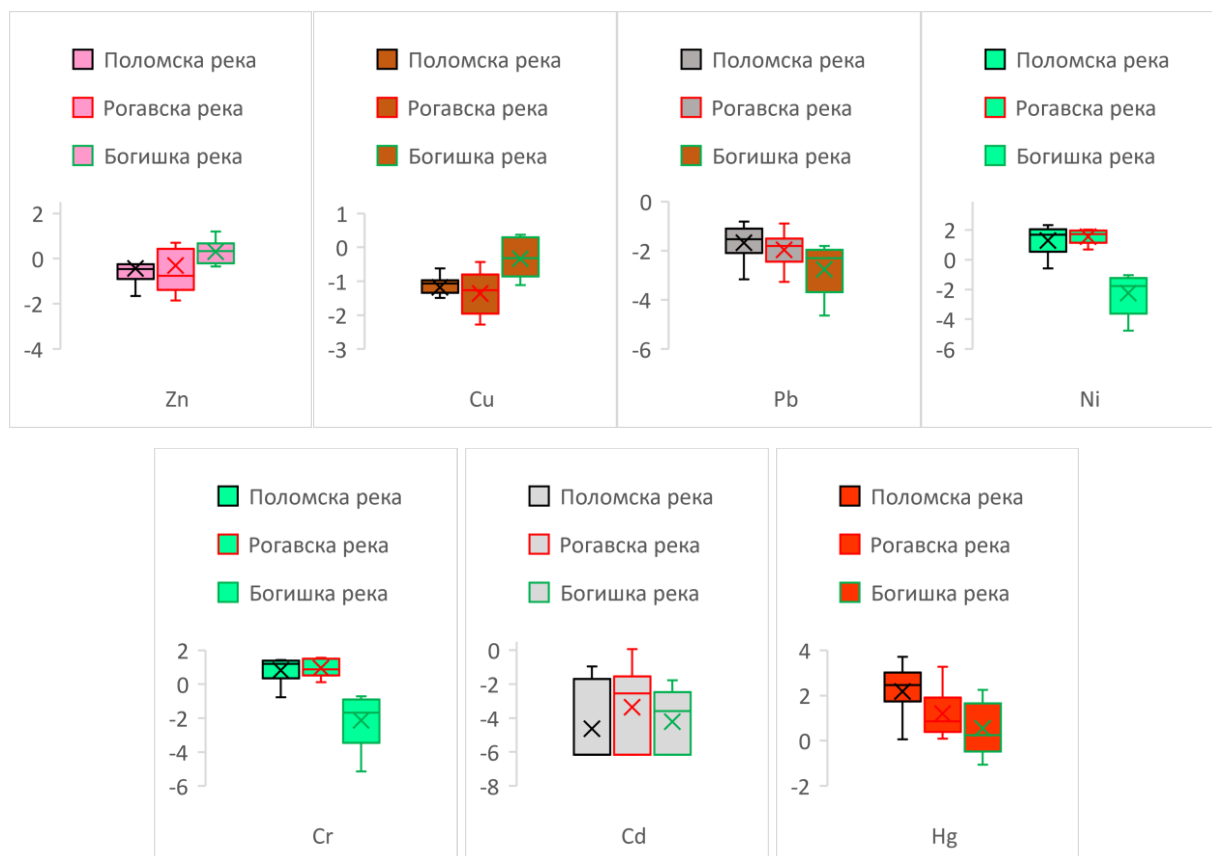


График 14 – I_{geo} индекс проучаваних микроелемената у суспендованом наносу

У суспендованом наносу Рогавске реке, на основу геоакумулационог индекса, може се приметити сличан тренд контаминације проучаваним елементима, као код Поломске реке. За елементе Cu и Pb нема загађења током периода узорковања, док за Cd, једино у периоду јула и августа 2016. године, утврђено је благо повећање концентрације, што је довело до веома слабог загађења. Распон вредности I_{geo} индекса за Zn је од -1,85 до 3,36. Загађење је процењено за период од јула до септембра 2016. године, са максималном вредношћу од 3,36 (тешко загађење). Вредности I_{geo} за Ni се крећу од 0,68 до 2,02 и просечном вредношћу од 1,54 на основу које је током целог периода узорковања било умереног загађења. Вредности I_{geo} индекса за Cr су у распону од 0,12 до 1,56, тако да није било периода без загађења. Просечна вредност је у класи благог до умереног загађења. Највише вредности за оба елемента су у периоду јануара и фебруара 2016. године. Суспендовани нанос Рогавске реке

се карактерише умереним загађењем живом, а највеће загађење према овом индексу је у периоду од јула до октобра 2016. године, са индексом чија је вредност 3,27 и припада класи тешког загађења. Слив Рогавске реке је позициониран на различитим седиментним и магматским стенама, које могу бити карактеристичне по одређеном садржају живе (и до $400 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) (Salminen et al., 2005). Међутим, сливови Поломске и Рогавске реке се налазе у релативној близини, и припадају истој ћелији (ЕМЕР, 2020), тако да загађење наноса може бити искључиво од атмосферске депозиције, како показују резултати факторске анализе.

Суспендовани нанос Богишке реке се не налази у класама загађења за следеће елементе: Pb, Ni, Cr и Cd. Високе концентрације Zn у суспендованом наносу, за период од априла до децембра 2016. године, указују на благо загађење са просечном вредношћу од 0,31. Највиша концентрација овог елемента у наносу је била у септембру и октобру, а I_{geo} индекс износи 1,2 што је одлика умереног загађења. Концентрације Cu су у границама класе незагађеног наноса, осим у априлу и мају, када постоји благо загађење. Просечна вредност I_{geo} индекса (0,54) указује на благо загађење, а максималне концентрације које указују на умерено до тешко загађење су измерене у јулу и августу 2016. године, када је вредност I_{geo} индекса 2,25.

5.3.1.2 Појединачни индекс загађења (PI)

Просечне вредности појединачног индекса загађења за сва три микрослива се крећу у распону од 0,24 до 5,75 и у класи су од незагађеног наноса до врло јаког степена загађења. На графику 15 упоредно су приказане вредности PI индекса суспендованог наноса проучаваних микрослива.

Појединачни индекс загађења у суспендованом наносу Поломске реке се креће у распону од 0,47 до 5,20. За елементе Cu, Pb и Cd, вредности овог индекса су у класи која указује на одсуство контаминације, или на граници ка слабом степену загађења. На основу просечне вредности овог индекса за Zn, закључује се да је суспендовани нанос у класи слабог степена загађења. Вредности показују да не постоји значајно варирање овог индекса, током периода осматрања, осим за период августа и септембра, када су измерене концентрације Zn изнад граничне вредности, а овај индекс у класи врло јаког степена загађења, што показује и геоакумулациони индекс. Ови резултати су значајни са аспекта мобилности Zn, који је у површинским слојевима појединих профила као адсорбован или је везан за карбонате, и има фактор мобилности до 26,14 %. Вредности PI индекса за Ni се крећу у распону од 1,01 до 7,49 са просечном вредношћу за цео период узорковања суспендованог наноса од 4,37 што указује на јак степен загађења. Највише вредности овог индекса су за период од почетка узорковања до маја 2016. године. Слично тренду загађења никлом, указују и вредности појединачног индекса загађења Cr, за исти период узорковања, а просечна вредност указује на умерени степен загађења. У суспендованом наносу Поломске реке, концентрација Hg је у половини узорака била изнад граничне вредности, тако да се према појединачном индексу загађења, осим почетног периода (од децембра 2015. до фебруара 2016. године) нанос налази у класи врло јаког степена загађења. Слив Поломске реке се налази углавном на гранодиоритима, серицит-хлоритским шкриљцима и флишним творевинама који у свом

саставу могу садржати одређене концентрације живе (Salminen et al., 2005). Иако су у земљиштима, концентрације овог елемента испод граничних вредности, загађење се јавља као последица загађења из атмосфере.

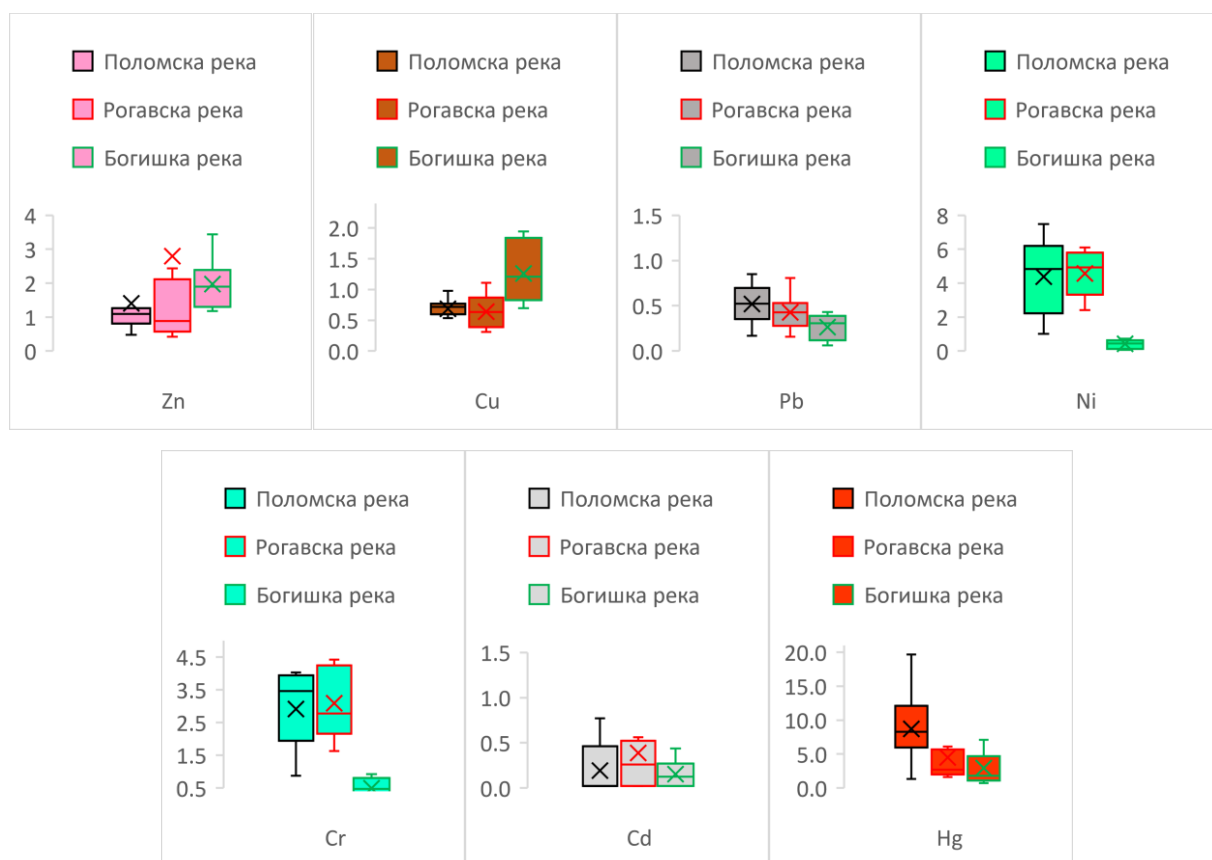


График 15 – PI индекс проучаваних микроелемената у суспендованом наносу

У суспендованом наносу Рогавске реке, просечне вредности PI индекса су у распону од 0,39 до 4,57. Просечна вредност овог индекса је на граници слабог и умереног степена загађења. У скоро свим узорцима суспендованог наноса, концентрације Cu, Pb и Cd, су биле испод граничних вредности, а на основу PI индекса, сви узорци су незагађени. Просечне вредности овог индекса за Zn су у опсегу од 0,42 до 15,38 и суспендовани нанос Рогавске реке се сврстава у класу од незагађеног до јако загађеног. Просечна вредност PI индекса за Zn је 2,79 чиме се цео период узорковања карактерише наносом умереног степена загађења. Концентрације Ni у суспендованом наносу Рогавске реке у целом периоду узорковања прекорачују ремедијациону вредност, дату Уредбом 1. PI индекс показује да суспендовани нанос припада класи од умереног до веома јаког степена загађења, са просечном вредношћу од 4,57 која сврстава нанос у класу јаког степена загађења. Концентрације Cr у суспендованом наносу често прекорачују и граничне и ремедијационе вредности, те је појединачни индекс загађења у класама контаминације (1,63-4,42) до јаког степена загађења. Вредности појединачног индекса загађења за Hg су у класи од слабог степена загађења (1,59) до веома јаког степена загађења (14,51). Просек вредности показује да се

током периода узорковања, суспендовани нанос Рогавске реке карактерише јаким степеном загађења живом (табела 43).

Табела 43 – Просечне вредности PI индекса за суспендовани нанос проучаваних микросливова

| Класа | Вредност PI | Степен загађења | Zn | Cu | Pb | Ni | Cr | Cd | Hg |
|-------|--------------|--------------------------|----|----|-----|----|----|-----|----|
| 1 | $PI < 1$ | Незагађено | | +φ | •+φ | • | • | •+φ | |
| 2 | $1 < PI < 2$ | Слаби степен загађења | •φ | • | | | | | |
| 3 | $2 < PI < 3$ | Умерени степен загађења | + | | | | φ | | • |
| 4 | $3 < PI < 5$ | Јаки степен загађења | | | | +φ | + | | + |
| 5 | $PI > 5$ | Врло јак степен загађења | | | | | | | φ |

• Поломска река; + Рогавска река; φ Богишка река

5.3.1.3 Немеров заједнички индекс загађења (PI_N)

Вредности овог индекса се крећу у распону од 0,79 до 3,85. Средња вредност Немеровог заједничког индекса загађења за суспендовани нанос Поломске реке је 2,75 чиме је сврстан у категорију умереног загађења. Вредност PI_N за суспендовани нанос Рогавске реке износи 2,14 и припада класи умереног загађења. Суспендовани нанос Богишке реке се према просечној вредности овог индекса налази у класи домена предострожности и износи 1,91. У табели 44 је приказано којим класама припадају просечне вредности овог индекса за суспендовани нанос проучаваних микросливова.

Вредности заједничког индекса загађења PI_N за суспендовани нанос проучаваних микросливова показују да постоји загађење, и да минималне вредности овог индекса за Поломску (2,30), Рогавску (1,67) и Богишку реку (0,79) не припадају класи подручја без загађења. Оваква класификација представља резултат високих вредности геоакумулационог индекса за Hg, Ni и Cr за суспендовани нанос Поломске и Рогавске реке, док је на тренд загађења у суспендованом наносу Богишке реке, највећи утицај имао I_{geo} индекс за Hg и делимично Zn.

Табела 44 – Класификација проучаваних микросливова према просечним вредностима Немеровог индекса загађења за суспендовани нанос

| Класа | Вредност PI_N | Степен загађења | Поломска река | Рогавска река | Богишка река |
|-------|------------------|----------------------------|---------------|---------------|--------------|
| 1 | $PI_N < 0,7$ | Подручје без загађења | | | |
| 2 | $0,7 < PI_N < 1$ | Домен предострожности | | | |
| 3 | $1 < PI_N < 2$ | Подручје слабог загађења | | | • |
| 4 | $2 < PI_N < 3$ | Подручје умереног загађења | • | • | |
| 5 | $PI_N > 3$ | Подручје озбиљног загађења | | | |

5.3.1.4 Индекс оптерећења екосистема (PLI)

Оптерећење екосистема (терестричних и акватичних) услед високих концентрација проучаваних микроелемената, може се остварити путем суспендованог наноса, с обзиром на то да један део наноса бива акумулиран у кориту водотока током периода малих вода или депонован на обалама услед плављења (Ciszewski и Grygar, 2016). Такође, током сушних сезона, тј. током малих водостаја, концентрација штетних микроелемената се повећава, и обратно, током великих вода, она се смањује (Gaiero et al., 1997; He et al., 1997).

Табела 45 – Класификација степена загађења суспендованог наноса према PLI индексу

| Класа | Вредност PLI | Степен загађења | Поломска река | Рогавска река | Богишка река |
|-------|--------------|-------------------------------------|---------------|---------------|--------------|
| 1 | PLI < 1 | Степен незагађености | 30,0 % | 37,5 % | 100 % |
| 2 | PLI > 1 | Степен погоршања квалитета земљишта | 70,0 % | 62,5 % | 0 % |

Вредности PLI индекса се крећу у распону од 0,37 до 1,74 за Поломску реку, од 0,52 до 2,25 за Рогавску реку и од 0,23 до 0,90 за Богишку реку. Средње вредности PLI индекса показују да суспендовани нанос Поломске и Рогавске реке припада категорији погоршаног квалитета, док у Богишкој реци, током периода узорковања, суспендовани нанос је у класи која означава незагађеност (табела 45). Овакви резултати показују да загађење Поломске и Рогавске реке није последица пољопривредних активности, већ геолошког састава и аерозагађења.

5.3.1.5 Појединачни индекс еколошког ризика (E_r)

Као и код земљишта, могуће је утврдити ефекат токсичности микроелемената у суспендованом наносу. На графику 16 су приказане упоредне вредности E_r индекса проучаваних микроелемената у суспендованом наносу.

Вредности појединачног индекса токсичности варирају током периода узорковања. За суспендовани нанос проучаваних микросливова, вредности E_r индекса су испод граничне вредности ($E_r < 40$) којом се описује стање ниског ризика контаминације екосистема за Zn, Cu, Pb, Ni, Cr и Cd, осим код једног узорка Рогавске реке, где концентрација Cd указује на умерени ризик загађења ($E_r = 46,88$).

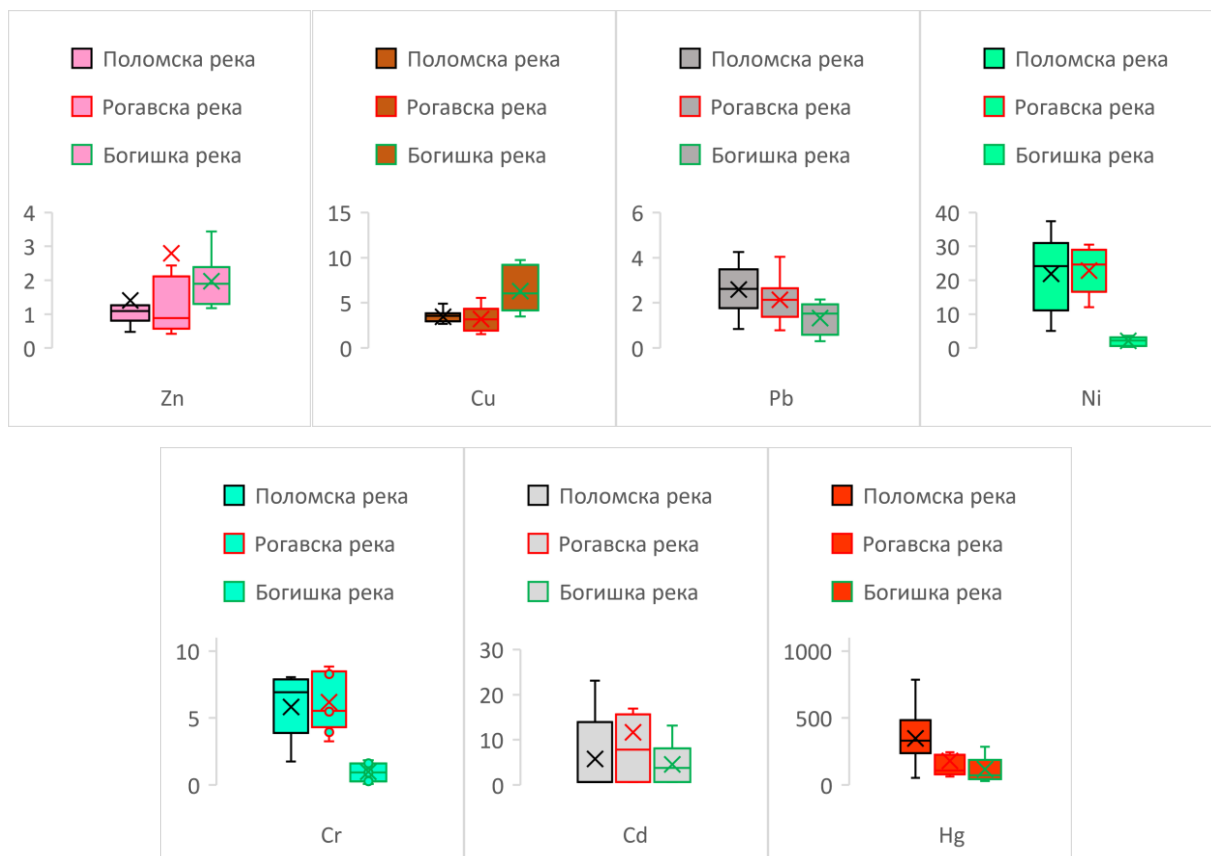


График 16 – E_r индекс проучаваних микроелемената у суспендованом наносу

Вредности E_r индекса за Hg у суспендованом наносу проучаваних микросливова су, осим у једном узорку Богишке реке, у свим класама ризика од загађења. Средња вредност E_r индекса за нанос Поломске реке износи 348,06 и припада класи екстремно високог ризика загађења, за нанос Рогавске реке износи 180,81 и припада класи веома високог ризика од загађења, док за нанос Богишке реке, овај индекс има вредност 117,83 и у класи је значајног ризика од загађења.

5.3.1.6 Индекс потенцијалног еколошког ризика (RI)

Индекс укупног потенцијалног еколошког ризика RI показује степен ризика од токсичности свих анализираних микроелемената. У табели 46 је приказано ком степену загађења припада суспендовани нанос проучаваних микросливова према просечним вредностима RI индекса. Анализом је утврђено да су у сливу Поломске реке, узорци у класи врло високог еколошког ризика (80 %). Узимајући у обзир да се појединачне вредности E_r за све елементе, осим Hg, налазе у класи ниског ризика од загађења, закључак је да овај елемент доприноси укупном загађењу. Зато је веома важно приликом процене индекса загађења размотрити што већи број микроелемената, нарочито ако су из различитих извора. Од укупног броја узорака суспендованог наноса у Рогавској реци, око 37 % се налази у класи умереног еколошког ризика, исти проценат у класи значајног еколошког ризика и 26 % је у

класи врло високог еколошког ризика. Вредности RI индекса за суспендовани нанос Богишке реке показује да исти проценат узорака припада класама ниског, умереног и значајног еколошког ризика (по 28,5 %), док врло високи еколошки ризик карактерише 14,5 % узорака. Овакве вредности су у сагласности са Немеровим индексом загађења, према коме је суспендовани нанос Богишке реке, у категорији подручја слабог или умереног загађења, док PLI индекс показује незагађеност у Богишкој реци.

Оваква разлика у интерпретацији индекса, може бити резултат методологије прорачуна индекса, према коме PLI индекс даје процену статуса контаминације (има или нема), док други индекси показују релативно повећану концентрацију метала у односу на *background* вредности.

Табела 46 – Степен загађења суспендованог наноса према просечним вредностима RI индекса

| Класа | Вредност RI | Степен загађења | Полосмска река | Рогавска река | Богишка река |
|-------|----------------|---------------------------|----------------|---------------|--------------|
| 1 | RI < 65 | Низак еколошки ризик | | | |
| 2 | 65 < RI < 130 | Умерен еколошки ризик | | | |
| 3 | 130 < RI < 260 | Значајан еколошки ризик | | • | • |
| 4 | RI > 260 | Врло висок еколошки ризик | • | | |

5.3.1.7 Фактор обogaђења (EF)

Фактор обogaђења суспендованог наноса проучаваним штетним микроелементима важан је показатељ којим се процењује утицај и обим антропогених активности, јер суспендовани нанос представља један од кључних индикатора контаминације екосистема. У суспендованом наносу проучаваних микросливава, просечне вредности фактора обogaђења за поједине елементе указују на утицај пољопривредних активности и атмосферске депозиције.

У Поломској реци, вредности EF за Zn, Cu, Cd и Hg, указују да у односу на концентрације из земљишта, постоји обogaђење. У Рогавској реци, постоји обogaђење суспендованог наноса из земљишта за Zn, Cu, Ni, Cr и Hg. У суспендованом наносу Богишке реке, највеће вредности фактора обogaђења за Zn, Cu и Hg показују да је присутан утицај других неантропогених или антропогених фактора (Zhang и Liu, 2002). Остали елементи показују да нема обogaђења суспендованог наноса из земљишта сливова (Sutherland, 2000). График 17 приказује вредности фактора обogaђења у суспендованом наносу проучаваних микросливава.

Према Zhang и Liu (2002) поједини узорци припадају категорији која је дефинисана као подручје под утицајем антропогених активности (табела 47).

Табела 47 – Степен обогаћења суспендованог наноса према просечним вредностима EF (Sutherland, 2000)

| Класа | Вредност EF | Степен обогаћења | Zn | Cu | Pb | Ni | Cr | Cd | Hg |
|-------|--------------|----------------------------|----|----|-----|----|----|----|----|
| 1 | EF < 2 | Нема обогаћења | | *+ | *+φ | *φ | *φ | +φ | |
| 2 | 2 < EF < 5 | Умерено обогаћење | • | φ | | + | + | | |
| 3 | 5 < EF < 20 | Значајно обогаћење | +φ | | | | | • | + |
| 4 | 20 < EF < 40 | Врло високо обогаћење | | | | | | | • |
| 5 | EF > 40 | Екстремно високо обогаћење | | | | | | | φ |

• Поломска река; + Рогавска река; φ Богишка река

Вредности фактора обогаћења у суспендованом наносу Поломске реке су у распону од 0,15 до 89,88. Сви узорци током периода узорковања показују значајано обогаћење када су у питању концентрације Zn, Cd и Hg, док се остали елементи налазе у границама концентрација из земљишта.

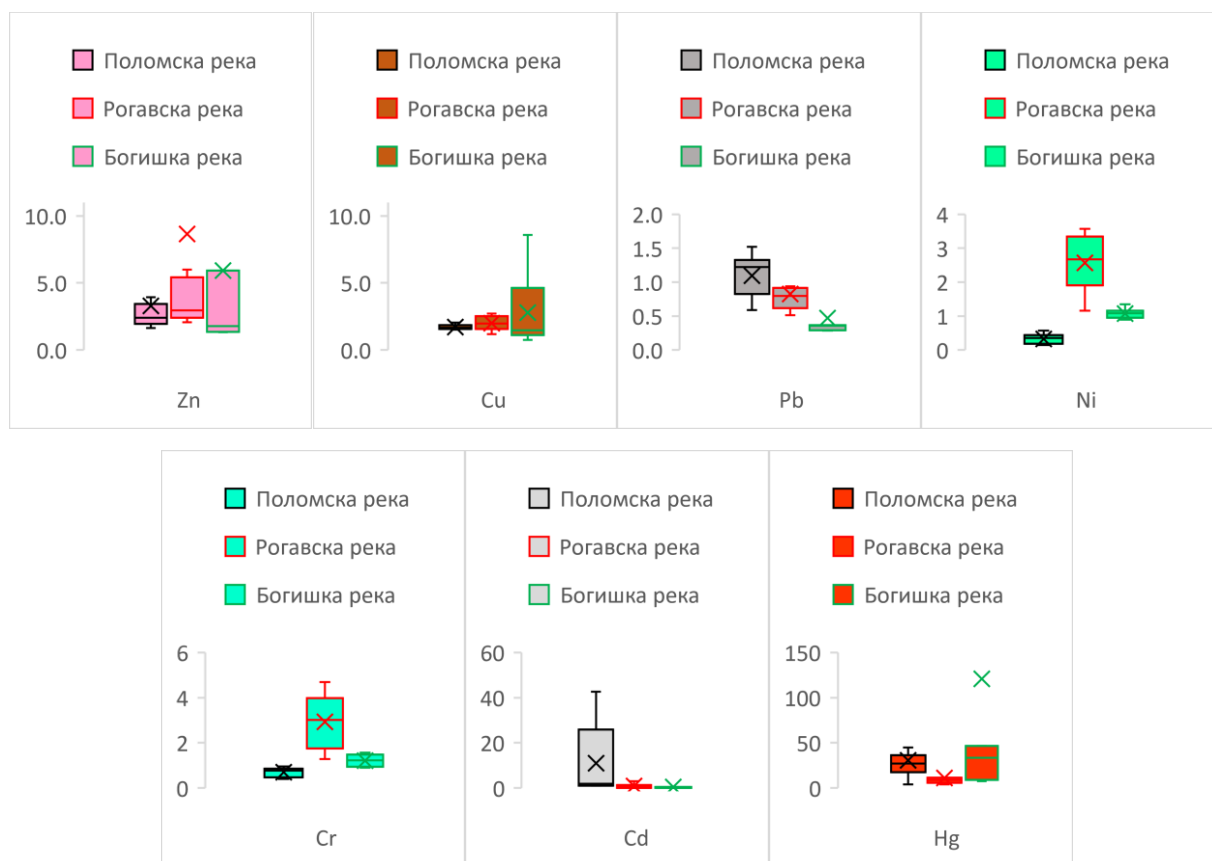


График 17 – EF индекс проучаваних микроелемената у суспендованом наносу

У суспендованом наносу Рогавске реке уочен је потпуно исти тренд обогаћења за исте елементе, са распонем EF вредности од 0,05 до 46,65 али и додатним обогаћењем наноса Ni и Cr. У суспендованом наносу Богишке реке, EF вредности показују да су прекорачене концентрације из површинског слоја земљишта, у већем броју узорака за Zn и Cu и током целог периода узорковања за Hg (табела 48).

Табела 48 – Степен обогаћења суспендованог наноса према просечним вредностима EF (Zhang и Liu 2002)

| Класа | Вредност EF | Степен обогаћења | Zn | Cu | Pb | Ni | Cr | Cd | Hg |
|-------|----------------|--|-----|----|-----|----|----|-----|-----|
| 1 | EF < 0,5 | Незагађено | | | | | | *+φ | |
| 2 | 0,5 < EF < 1,5 | Природне концентрације Повећане концентрације | | *+ | *+φ | φ | φ | | |
| 3 | EF > 1,5 | услед антропогених активности | *+φ | φ | | *+ | *+ | | *+φ |

• Поломска река; + Рогавска река; φ Богишка река

5.4 Утицај својстава земљишта на садржај микроелемената у земљиштима проучаваног подручја

У циљу утврђивања утицаја квалитета земљишта на квалитет суспендованог наноса проучаваног подручја, статистички су обрађени подаци добијени истраживањима. У докторској дисертацији, примењени су различити тестови за оцену статистичке значајности и разлика између сетова података на нивоу слива Расине, као и појединачно између проучаваних микросливова. Описана је корелација, вишеструка регресија и анализа варијансе (ANOVA), док је за потребе описивања варијабилности и повезаности варијабли коришћена факторска анализа.

5.4.1 Анализа својстава земљишта и проучаваних микроелемената

Садржај штетних микроелемената у земљишту пре свега зависи од геолошке подлоге а затим и од спољних фактора, као што су аерозагађења, рударске активности, индустријска загађења, пољопривредне активности, начин коришћења земљишта итд. (Nan et al., 2002; Belanović i sar., 2004; Rattan et al., 2005; Jiao et al., 2014; Iwegbue 2014). Међутим, оптерећеност земљишта микроелементима зависи и од других фактора и њиховог међусобног утицаја (Белановић, 2007).

Табела 49 – Интерпретација корелационих коефицијената

| Позитивна корелација | Негативна корелација | Јачина корелације |
|----------------------|----------------------|-------------------|
| 0,0 | 0,0 | нема корелације |
| 0,1 | -0,1 | слаба/мала |
| 0,3 | -0,3 | умерена/средња |
| 0,5 | -0,5 | јака/велика |
| 1,0 | -1,0 | савршена |

За утврђивање корелације међу варијаблима, коришћен је Пирсонов (Pearson's correlation coefficient) коефицијент корелације, са нивоом вероватноће од 95 % и 99 %. За интерпретацију јачине везе коришћена је табела 49 (Corder и Foreman, 2009). Основни статистички параметри су приказани у табели 50 и на графику 18, док је корелација штетних микроелемената и физичко-хемијских својстава земљишта приказана у табели 51.

Табела 50 – Број узорака и коефицијент варијације штетних микроелемената и физичко-хемијских параметара земљишта

| Параметар | Zn | Cu | Pb | Ni | Cr | Cd | Fe | Mn | Hg | pH | СЕС | Хумус | Прах | Глина |
|--------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|-------|------|-------|
| Број узорака | 237 | 237 | 237 | 221 | 221 | 237 | 49 | 150 | 188 | 213 | 189 | 225 | 206 | 206 |
| Коеф.вар. | 0,56 | 0,53 | 1,66 | 1,76 | 1,44 | 1,69 | 0,53 | 0,51 | 0,95 | 0,15 | 0,39 | 2,00 | 0,36 | 0,44 |

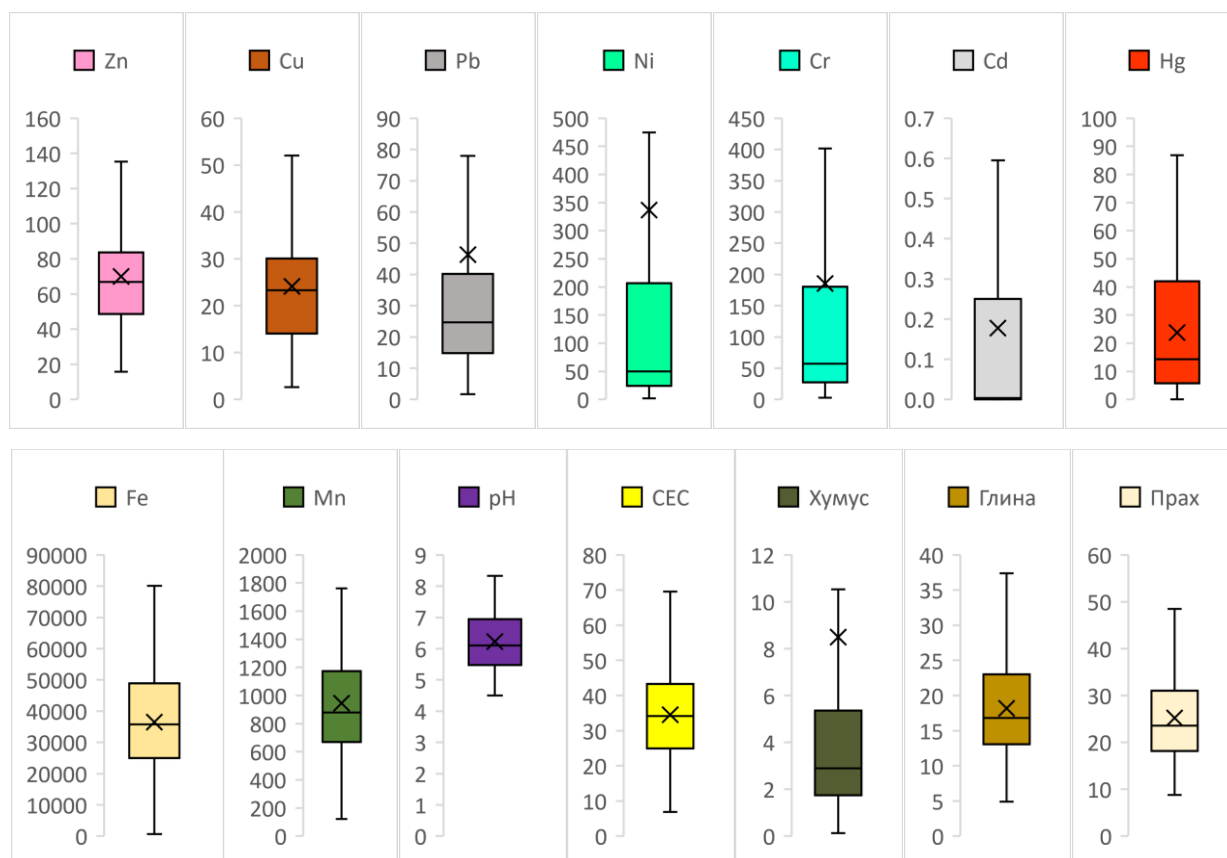


График 18 – Дистрибуција штетних микроелемената и својстава земљишта у сливу Расине

Резултати показују да у земљиштима слива Расине постоји велики распон вредности садржаја микроелемената. Средње вредности микроелемената не превазилазе граничне вредности дате Уредбом 2, осим Ni (9,6 пута) и Cr (1,85 пута), док се прекорачење *background* концентрације уочава код Ni (3,72 пута), Cr (1,92 пута) и Pb (1,2 пута). Уколико се посматра просторна хетерогеност изучаваних микроелемената, највећу варијацију

показују Pb, Ni, Cr, Cd и Hg са коефицијентом варијације и до чак 1,76. Овакви резултати су очекивани за Ni и Cr с обзиром на геолошку подлогу у горњем делу слива, као и за Pb на источним падинама Копаноника, које гравитирају ка Расини, а које су се некада користиле за ископ оловне руде. С друге стране, концентрације Cd и Hg су у највећем броју случајева више у органогеном хоризонту него у дубљим слојевима, што упућује на антропогено порекло, и то аерозагађењем али и употребом фосфатних ђубрива (Ђоговић et al., 2001). Узимајући у обзир величину проучаваног подручја, значајне разлике у геолошкој подлози, начину коришћења земљишта и типу земљишта, очекивана је велика просторна хетерогеност концентрација и других својстава микроелемената и својстава земљишта.

Корелација проучаваних микроелемената са својствима земљишта може указати на оптерећење екосистема, док њихова међусобна корелација може указати на њихове изворе, али и дистрибуцију (Белановић, 2007; Драговић et al., 2008; Zou et al., 2015). рН вредност земљишта има позитивну корелацију са Ni и Cr средње јачине ($p < 0,01$) и са Fe средње јачине ($p < 0,05$), док са другим елементима има слабу корелацију или је нема, вероватно зато што у сливу Расине доминирају еутрична земљишта, што је и резултат неких других проучавања (Zgłobicki et al., 2015). Иако се наводи да је реакција земљишта негативно корелисана са потенцијално токсичним елементима (Rieuwerts et al., 1998; Takáč et al., 2009; Dawaki et al., 2013; Sungur et al., 2015; Белановић Симић и сар., 2018) према другим истраживачима се запажа позитивна или врло слаба корелација (Fadigas et al., 2010; Sharma и Рају, 2013). Капацитет катјонске измене (СЕС) позитивно је корелисан са Ni, Cr и Mn показујући средњу јачину везе на нивоу значајности од 99 %, као и са органском материјом, док са Fe има велики степен корелисаности на истом нивоу значајности. Веза између СЕС и других микроелемената је слаба, тј. под утицајем катјонске измене није утврђена значајна промена њихових концентрација. Ово може бити значајно јер је мобилност појединих микроелемената у корелацији са ниским СЕС вредностима и киселом реакцијом земљишта, као нпр. Cd који се сматра за један од најтоксичнијих елемената (Xie et al., 2016). СЕС вредности опадају са дубином, што се може објаснити смањењем садржаја органске материје (Hernandez et al., 2003), која на нивоу значајности од 99 % има корелацију са Zn, Cu и Cr слабе јачине, и са Cd и Hg средње јачине. Прах показује корелацију средње јачине са Mn, а глина са Fe и Mn средње јачине ($p < 0,01$).

Међусобна корелисаност штетних микроелемената представљена је јаком позитивном корелацијом Ni и Cr, Fe и Cr, Fe и Mn, на нивоу значајности од 99 %. Овакву корелацију потврђују и истраживања (Tiller, 1989; Fadigas et al., 2010), где се наводи да су земљишта која су „обогашена“ тешким металима, углавном формирана на базичним магматским стенама. Затим се уочава средња позитивна корелација Zn са Cu и Cd, Cu и Mn, Pb и Cd, Hg са Mn и Cd, док се негативна корелација средње јачине утврђује код Cd са Cr и Fe. На нивоу значајности од 95 %, средња позитивна корелација је утврђена код Fe са Cu и Pb. Елементи Fe и Mn су геолошког порекла, а у земљиште доспевају распадањем матичне подлоге (Shi et al., 2010). Резултати показују да постоји средња и јака корелација Fe са Cu, Pb, Ni, Cr и Cd, а да нема корелације Mn са овим елементима, осим са Cu и Hg, што упућује на то да су концентрације ових елемената под утицајем како природних, тако и антропогених фактора (Yan et al., 2018). Може се закључити да у сливу Расине, образац корелисаности може да варира, управо због различитих еколошких услова проучаваног подручја. То даље упућује на потребу примене комплекснијих статистичких техника, као што је факторска анализа,

како би се дефинисало заједничко порекло појединих елемената и њихова дистрибуција, утицај антропогеног или неког другог фактора.

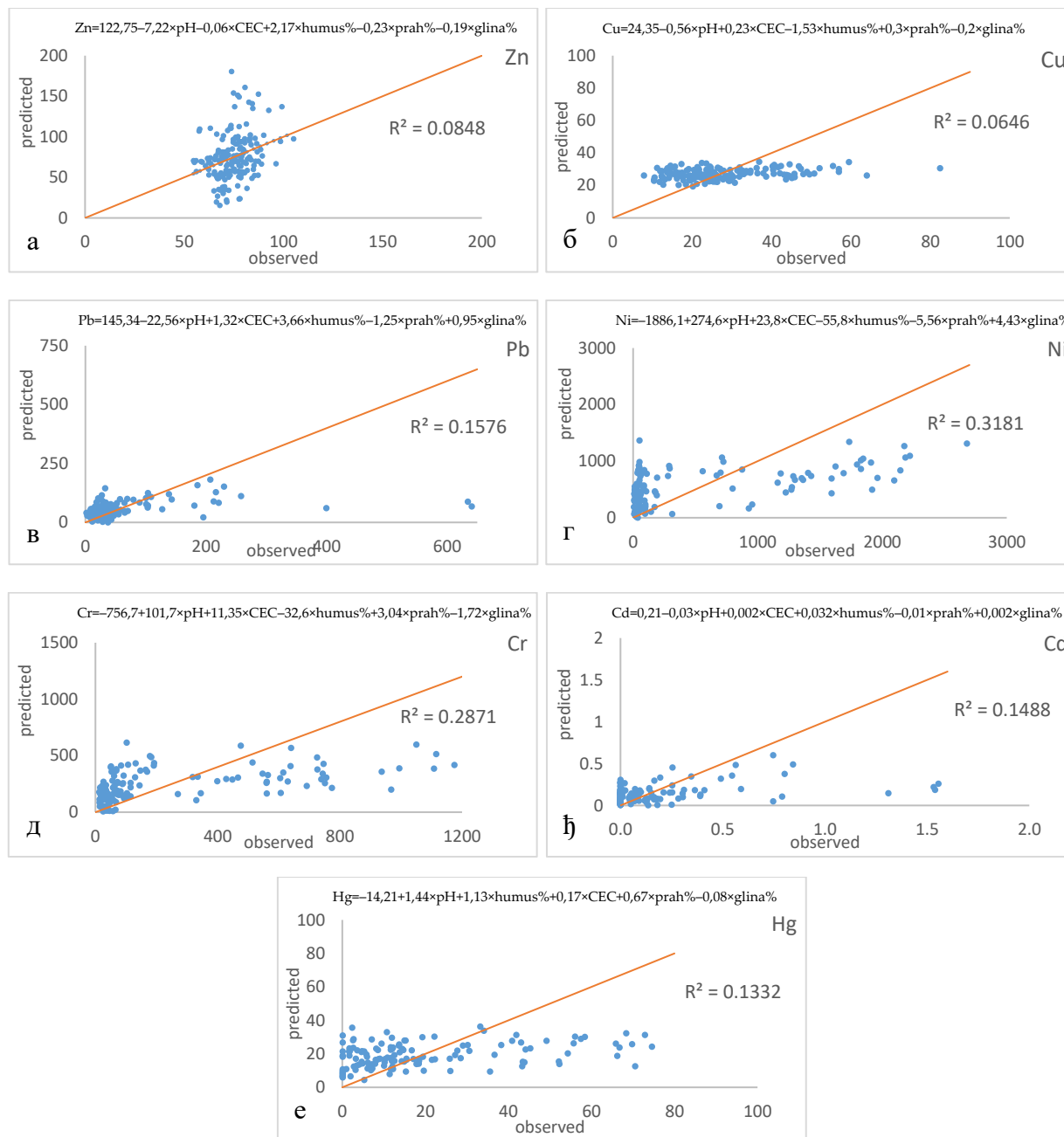


График 19 – Резултати вишеструке регресије за проучаване микроелементе

Зависност садржаја штетних микроелемената у земљишту од својстава земљишта, одређена је коришћењем вишеструке регресионе анализе, у којој су независне променљиве: садржај глине, праха, органске материје, рН вредност и адсорптивни комплекс земљишта (СЕС). На графицима 19а-19е су приказани резултати вишеструке регресије за штетне микроелементе, тј. однос мерених и моделованих вредности.

С обзиром на то да регресиони модели служе за процену облика и јачину везе између једне зависне и више независних варијабли, из практичних разлога, значајно је одредити које независне варијабле имају највећи утицај на сам модел. Приступ је подразумевао одређивање стандардизованих коефицијената регресије, узимајући у обзир максималну апсолутну вредност коефицијената. Додатно, у регресионом моделу, вредност коефицијента детерминације пружа информацију колико су подаци објашњени моделом. Варијабла која највише доприноси повећању коефицијента детерминације има највећи утицај у регресионом моделу.

На основу резултата, може се закључити да у регресионом моделу, на садржај Zn највећи утицај има рН, иако међусобно немају значајан степен корелације. Други значајан параметар у објашњењу модела представљају органска материја са којом Zn има и највећи коефицијент корелације, затим следи капацитет катјонске измене, док садржаји праха и глине имају најмањег утицаја на сам модел (график 19а).

На садржај Cu у земљиштима слива Расине, најутуцајнију варијаблу представља садржај органске материје у уској вези са СЕС-ом, затим садржај праха и глине, а најмањи утицај рН вредност (график 19б). Највећи утицај на Pb има рН вредност, праћена СЕС-ом, садржајем праха, органске материје и глине (график 19в). На садржај Ni и Cr (графици 19г и 19д), истим редоследом највећи утицај имају СЕС, рН вредност, садржај органске материје, праха и глине. На садржај Cd у регресионом моделу (график 19ђ), најзначајнија варијабла је садржај органске материје, затим прах, СЕС, рН и на крају глине, док се код Hg редослед утицаја у регресионом моделу остварује највише од садржаја праха и органске материје, преко капацитета катјонске измене, до рН вредности и садржаја глине (график 19е).

Табела 51 – Корелација штетних микроелемената и физичко-хемијских својстава земљишта у сливу Расине

| | Zn | Cu | Pb | Ni | Cr | Cd | Fe | Mn | Hg | pH | СЕС | Хумус | Прах | Глина |
|--------------|---------|---------|--------|---------|---------|---------|--------|--------|-------|-------|--------|-------|--------|-------|
| Zn | | | | | | | | | | | | | | |
| Cu | 0,41** | | | | | | | | | | | | | |
| Pb | 0,24** | 0,30** | | | | | | | | | | | | |
| Ni | -0,26** | -0,07 | -0,09 | | | | | | | | | | | |
| Cr | -0,25** | -0,06 | -0,09 | 0,88** | | | | | | | | | | |
| Cd | 0,32** | 0,14* | 0,38** | -0,29** | -0,30** | | | | | | | | | |
| Fe | 0,16 | 0,35* | 0,31* | 0,72** | 0,86** | -0,49** | | | | | | | | |
| Mn | 0,17* | 0,36** | 0,06 | 0,26** | 0,27** | 0,17* | 0,50** | | | | | | | |
| Hg | -0,05 | -0,13 | -0,05 | -0,25** | -0,28** | 0,31** | -0,11 | 0,36** | | | | | | |
| pH | -0,02 | 0,11 | -0,13 | 0,40** | 0,37** | 0,01 | 0,33* | 0,15 | 0,07 | | | | | |
| СЕС | -0,03 | 0,07 | 0,27** | 0,38** | 0,37** | 0,16* | 0,62** | 0,34** | 0,17* | 0,04 | | | | |
| Хумус | -0,20** | -0,30** | -0,08 | -0,15* | -0,18** | 0,30** | 0,36 | 0,18* | 0,38 | -0,10 | 0,45** | | | |
| Прах | 0,09 | 0,18* | -0,08 | -0,10 | 0,01 | 0,001 | 0,24 | 0,48** | 0,19* | 0,06 | -0,15* | 0,09 | | |
| Глина | 0,002 | 0,09 | 0,07 | 0,09 | 0,09 | 0,01 | 0,40** | 0,41** | 0,08 | -0,04 | 0,20** | -0,10 | 0,41** | |

* Статистички значајна корелација на нивоу вероватноће 0,05.

** Статистички значајна корелација на нивоу вероватноће 0,01.

5.4.2 Утицај својстава земљишта на садржај микроелемената у суспендованом наносу

У циљу утврђивања статистички значајних разлика између садржаја штетних микроелемената у површинском слоју земљишта и суспендованом наносу, као и садржаја микроелемената у наносу између микрослива, коришћена је Анализа варијансе (ANOVA – Analysis of Variance). У табелама 52, 53 и 54 приказани су параметри анализе варијансе на нивоу значајности од 95 %, при чему су групе добиле следеће ознаке: суспендовани нанос (CH) и земљиште (З).

Табела 52 – Резултати ANOVA теста штетних микроелемената у земљишту и суспендованом наносу Поломске реке

| | | Zn | Cu | Pb | Ni | Cr | Cd | Hg | Fe | Mn |
|------------------------|------------|--------|--------|--------|---------|--------|--------|--------|----------|--------|
| Циљна вредност | | 140 | 36 | 85 | 35 | 100 | 0,8 | 0,3 | - | - |
| МДК | | 430 | 110 | 310 | 44 | 240 | 6,4 | 1,6 | - | - |
| Ремедијациона вредност | | 720 | 190 | 530 | 210 | 380 | 12 | 10 | - | - |
| CH | Сред.вред. | 153,55 | 26,98 | 20,14 | 395,4 | 281,58 | 0,043 | 0,316 | 26298,18 | 764,43 |
| | Ст.дев. | 148,89 | 6,88 | 8,33 | 208,83 | 111,51 | 0,067 | 0,19 | 5035,54 | 172,51 |
| З | Сред.вред. | 68,42 | 21,25 | 37,66 | 1045,74 | 367,35 | 0,119 | 0,0138 | 35955,65 | 682,18 |
| | Ст.дев. | 39,4 | 11,58 | 32,67 | 831,18 | 256,53 | 0,247 | 0,0141 | 26558,47 | 496,46 |
| | F-ratio | 2,45 | 1,71 | 2,69 | 5,75 | 0,91 | 0,87 | 19,83 | 1,28 | 0,24 |
| | F-таблично | 3,048 | 3,048 | 3,048 | 3,048 | 3,048 | 3,048 | 3,048 | 3,048 | 3,048 |
| | p-vrednost | 0,1371 | 0,2092 | 0,1202 | 0,029 | 0,3534 | 0,3639 | 0,0004 | 0,2739 | 0,6299 |

- не постоје Уредбом дате граничне или ремедијационе вредности

У сливу Поломске реке не постоје статистички значајне разлике у садржају микроелемената у земљишту и суспендованом наносу за Zn, Cu, Pb, Cr, Cd и Mn, док се на основу резултата варијансе код Ni и Hg, уочавају статистички значајне разлике, на нивоу значајности од 95 %. Према смерницама које су дате у Уредби 1, може се закључити да средње вредности концентрација Zn, Ni, Cr и Hg у суспендованом наносу прекорачују циљне вредности, док Ni и Cr прекорачују и максимално дозвољене концентрације (МДК), а Ni превазилази и ремедијациону вредност.

Када су у питању стандарди за квалитет наноса према смерницама описаним у поглављу 2.5 (MacDonald et al., 2000), елементи Zn, Cu, Pb, Cd и Hg имају повишене концентрације према којима се негативни ефекти ретко јављају тј. припадају нивоима најнижег, ниског, минималног и граничног ефекта. Концентрације Ni и Cr припадају другом нивоу, према коме се негативни ефекти највероватније могу јавити тј. на нивоу су вероватног, средњег, озбиљног или тоскичног ефекта. Значајан параметар у процени мобилности микроелемената из слива у водне токове, је фактор обогаћења (EF), који показује да постоји обогаћење за Zn (EF = 3,29), Cu (EF = 1,71) и Cd (EF = 10,93).

У сливу Рогавске реке не постоје статистички значајне разлике у садржају микроелемената у земљишту и суспендованом наносу за Zn, Cu, Ni, Cr, Cd и Hg, док се код Pb, Fe и Mn, уочавају статистички значајне разлике, на нивоу значајности од 95 %.

Табела 53 – Резултати ANOVA теста штетних микроелемената у земљишту и суспендованом наносу Рогавске реке

| | | Zn | Cu | Pb | Ni | Cr | Cd | Hg | Fe | Mn |
|----------------|------------|--------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|----------|---------|
| Циљна вредност | | 140 | 36 | 85 | 35 | 100 | 0,8 | 0,3 | - | - |
| МДК | | 430 | 110 | 310 | 44 | 240 | 6,4 | 1,6 | - | - |
| СН | Сред.вред. | 306,14 | 25,06 | 16,61 | 413,61 | 298,55 | 0,0931 | 0,163 | 20084,36 | 657,75 |
| | Ст.дев. | 561,97 | 11,13 | 7,81 | 124,81 | 103,44 | 0,123 | 0,155 | 4543,87 | 152,29 |
| З | Сред.вред. | 91,81 | 35,04 | 55,88 | 478,81 | 312,3 | 0,257 | 0,0402 | 42375,17 | 1887,31 |
| | Ст.дев. | 32,64 | 13,39 | 19,68 | 360,85 | 218,68 | 0,324 | 0,0233 | 10625,15 | 614,31 |
| | F-ratio | 0,7 | 2,12 | 26,42 | 0,23 | 0,02 | 1,72 | 2,99 | 28,21 | 30,61 |
| | F-таблично | 3,225 | 3,225 | 3,225 | 3,225 | 3,225 | 3,225 | 3,225 | 3,225 | 3,225 |
| | p-vrednost | 0,42 | 0,173 | 0,0003 | 0,6421 | 0,8797 | 0,2161 | 0,1115 | 0,0002 | 0,0002 |

- не постоје Уредбом дате граничне или ремедијационе вредности

Уредбом 1, уочава се да средње вредности концентрација Zn, Ni и Cr у суспендованом наносу прекорачују циљне вредности, док Ni и Cr прекорачују и максимално дозвољене концентрације али и ремедијационе. Према другим смерницама (MacDonald et al., 2000), Cu, Pb, Cd и Hg током периода узорковања су имали концентрације које не показују негативан ефекат или се такви ефекти ретко јављају, док Zn, Ni и Cr показују да ће токсичан ефекат у суспендованом наносу највероватније бити присутан. У сливу Рогавске реке, мобилност микроелемената из слива у речни ток, нарочито је присутна код Zn са фактором обогаћења од 8,66. Други елементи код којих је присутно обогаћење из земљишта овог слива јесу Cu (EF = 1,99), Ni (EF = 2,57) и Cr (EF = 2,93).

Табела 54 – Резултати ANOVA теста штетних микроелемената у земљишту и суспендованом наносу Богишке реке

| | | Zn | Cu | Pb | Ni | Cr | Cd | Hg | Fe | Mn |
|----------------|------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|----------|--------|
| Циљна вредност | | 140 | 36 | 85 | 35 | 100 | 0,8 | 0,3 | - | - |
| МДК | | 430 | 110 | 310 | 44 | 240 | 6,4 | 1,6 | - | - |
| СН | Сред.вред. | 216,16 | 49,52 | 10,25 | 38,82 | 47,47 | 0,0364 | 0,106 | 22521,29 | 598,84 |
| | Ст.дев. | 83,79 | 18,64 | 5,28 | 23,61 | 32,01 | 0,0377 | 0,0859 | 12730,55 | 345,36 |
| З | Сред.вред. | 64,74 | 22,99 | 22,93 | 28,27 | 31,62 | 0,127 | 0,0025 | 25399,46 | 498,86 |
| | Ст.дев. | 12,31 | 5,61 | 6,18 | 6,52 | 8,76 | 0,0379 | 0,0034 | 4359,39 | 231,69 |
| | F-ratio | 19 | 11,15 | 15,93 | 1,11 | 1,37 | 18,65 | 7,10 | 0,23 | 0,36 |
| | F-таблично | 3,225 | 3,225 | 3,225 | 3,225 | 3,225 | 3,225 | 3,285 | 3,285 | 3,225 |
| | p-vrednost | 0,0011 | 0,0066 | 0,0021 | 0,3145 | 0,2670 | 0,0012 | 0,0237 | 0,6415 | 0,5601 |

- не постоје Уредбом дате граничне или ремедијационе вредности

У сливу Богишке реке не постоје статистички значајне разлике у садржају микроелемената у земљишту и суспендованом наносу за Ni, Cr, Fe и Mn. Међутим, статистички значајне разлике, на нивоу значајности од 95 %, се уочавају код Zn, Cu, Pb, Cd и Hg. Према Уредби 1, закључује се да средње концентрације Zn, Cu и Ni у суспендованом наносу Богишке реке, прекорачују циљне вредности али су у границама максимално дозвољених. Међутим, концентрације ових елементи према другим стандардима, припадају нивоима средњег и токсичног ефекта (MacDonald et al., 2000). Обогаћење наноса микроелементима из земљишта слива Богишке реке, уочава се код Zn и Cu са фактором обогаћења од 5,92 и 2,78.

Мобилност штетних микроелемената и обогаћење наноса, зависи од хемијске форме у којој се јављају елементи, а затим и од својстава земљишта. Поред тога, адсорпција, десорпција а тиме и концентрација микроелемената у наносу зависе од температуре, хидродинамичких услова, редокс стања, садржаја органске материје и микроорганизама, величине честица итд. (Zhao et al., 2014). У неким земљиштима, присуство карбоната доприноси везивању Cd и Cu, чинећи их слабо мобилним (Dudley et al., 1991).

У редуccionим условима, поједини полутанти, као што су Cd, Cr, Ni и Zn, се ослобађају из чврсте фазе у земљишни раствор, постају мобилни (Ciszewski и Grygar, 2016), чиме се може објаснити релтивно висок садржај Ni у наносу Богишке реке која током периода узорковања прекорачује граничне вредности, док је у земљишту испод тих вредности. Исти закључак се може применити и на Zn и Cd, који према анализи варијансе, показују значајне разлике између земљишта и наноса. Аноксични услови у наносу, нарочито вученом, узрокују редуccionу Hg, што појачава изношење раствореног $[CH_3Hg]^+$, везаног за микроорганизме, који може прећи велике раздаљине речном мрежом (Schetogene et al., 2009).

Табела 55 – Резултати ANOVA теста штетних микроелемената у суспендованом наносу

| | | Zn | Cu | Pb | Ni | Cr | Cd | Hg | Fe | Mn |
|---|------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|----------|--------|
| П | Сред.вред. | 153,55 | 26,98 | 20,14 | 395,40 | 281,58 | 0,043 | 0,316 | 26298,18 | 764,43 |
| | Ст.дев. | 148,89 | 6,88 | 8,33 | 208,83 | 111,51 | 0,0675 | 0,19 | 5035,54 | 172,51 |
| Р | Сред.вред. | 306,14 | 25,06 | 16,61 | 413,61 | 298,55 | 0,0931 | 0,163 | 20084,36 | 657,75 |
| | Ст.дев. | 561,97 | 11,13 | 7,80 | 124,81 | 103,44 | 0,123 | 0,155 | 4543,87 | 152,29 |
| Б | Сред.вред. | 216,16 | 49,52 | 10,25 | 38,82 | 47,47 | 0,0364 | 0,106 | 22521,29 | 598,84 |
| | Ст.дев. | 83,79 | 18,64 | 5,28 | 23,61 | 32,01 | 0,0377 | 0,086 | 12730,55 | 345,36 |
| | F-ratio | 0,46 | 9,03 | 3,65 | 14,64 | 16,85 | 1,08 | 4,19 | 1,45 | 1,16 |
| | F-таблично | 2,561 | 2,561 | 2,561 | 2,561 | 2,561 | 2,561 | 2,561 | 2,561 | 2,561 |
| | p-vrednost | 0,6343 | 0,0014 | 0,0428 | 0,0001 | 0,0000 | 0,3566 | 0,0288 | 0,2571 | 0,3315 |

Елементи Zn, Cu, Pb, Cd и Hg, код којих постоји статистички значајна разлика на релацији земљиште – нанос, може се приписати и утицају начина коришћења земљишта, с обзиром на то да пољопривредне површине заузимају трећину слива. Према бројним истраживачима, метали се са пољопривредних површина, ерозионим процесима и површинским отицајем транспортују у водне токове (He et al., 2004; Quinton и Catt, 2007; Hashmi et al., 2013; Zhang et al., 2020). Како наводе Borg и Johansson (1989), мобилност Cu се

везује за органску материју чиме се повећава транспорт овог елемента, што може бити разлог повишених концентрација у суспендованом наносу.

Табела 55 приказује резултате примене ANOVE на садржај микроелемената у суспендованом наносу. Микросливови су означени: Поломска река (П), Рогавска река (Р) и Богишка река (Б).

Резултати анализе варијансе показују да у суспендованом наносу проучаваних микросливова не постоје статистички значајне разлике на нивоу значајности од 95 % за Zn, Cd, Fe и Mn, док се код Cu, Pb, Ni, Cr и Hg, садржаји микроелемената разликују. Највеће разлике се запажају код Ni и Cr, управо због геологије сливова Поломске и Рогавске реке.

У табели 56 су приказане групе по хомогености, на основу садржаја штетних микроелемената у суспендованом наносу проучаваних микросливова. За концентрације Pb и Hg, резултати показују да постоји статистички значајна разлика између Богишке и Поломске реке. Такође, за Cu, Ni и Cr, постоје разлике између Богишке и Поломске, као и између Богишке и Рогавске реке. Статистички значајне разлике Zn, Cd, Fe и Mn нису утврђене у наносу из три микрослива.

Табела 56 – Групе хомогености између проучаваних микросливова

| | Zn | Cu | Pb | Ni | Cr | Cd | Hg | Fe | Mn |
|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| П | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| Р | X | X | XX | X | X | X | XX | X | X |
| Б | X | X | X | X | X | X | X | X | X |

Анализа варијансе је такође коришћена приликом упоређивања физичко-хемијских својстава земљишта и садржаја микроелемената у сливу Расине, према типу земљишта. У табели 57 приказани су параметри анализе варијансе на нивоу значајности од 95 %, а табеле 58 и 59 дају приказ хомогених група за физичко-хемијска својства земљишта и штетне микроелементе, при чему су елементи добили следеће ознаке: дистрична смеђа земљишта (DC), дистрична хумусно-силикатна земљишта (DL), еутрична смеђа земљишта (EC), еутрична хумусно-силикатна земљишта (EL), алувијална земљишта (F), лесивирана земљишта (L), рендзине (ML).

Цео слив Расине се карактерише статистички значајним разликама средњих вредности садржаја Cu, Pb, Ni, Cr, Cd, Hg, Fe, Mn, рН, Т, Р и глине, за приказане типове земљишта, на нивоу значајности 95 %, док разлика нема код садржаја Zn, садржаја органске материје, азота и калијума. Садржај Zn, Cu и Fe најмање варира код алувијалних земљишта, са коефицијентом варијације 16,4 %, 17,3 % и 6,03 %. Садржај Mn има најмању промену концентрације код дистричних смеђих и лесивираних земљишта, и код рендзина, и варира до 22,41 %. Од физичко-хемијских својстава земљишта, рН вредности не показују значајне разлике, али се ниским коефицијентима варијације издвајају дистрична хумусно-силикатна, алувијална и лесивирана земљишта као и рендзине. Тотални капацитет адсорпције варира до 7,7 % код рендзина, док код других земљишта варијације вредности иду и до 43,6 %.

У оквиру физичко-хемијских својстава земљишта (табела 59), највећих разлика на нивоу значајности 95 % има између дистричних хумусно-силикатних и алувијалних земљишта, за рН, СЕС, садржај органске материје и фосфора, што је логично узимајући у обзир педогенетске карактеристике ових земљишта (ISRIC, 2020) као и то да су алувијална земљишта у сливу Расине под пољопривредним површинама. Друга значајна група са израженим разликама јесу еутрична хумусно-силикатна земљишта са дистричним хумусно-силикатним, алувијалним и лесивираним земљиштима. Издвајају се разлике адсорптивног комплекса и засићености базама, као и испирања базних катјона код земљишта са ниским рН вредностима (Qadir et al., 2013; Белоица, 2015; Белановић Симић, 2017).

У оквиру групе микроелемената (табела 60), издвајају се следећи парови са статистички значајним разликама код највећег броја микроелемената (Pb, Ni, Cr, Cd, Hg, Fe, Mn): еутрична хумусно-силикатна земљишта са дистричним смеђим и алувијалним земљиштима, и еутрична смеђа земљишта са алувијалним земљиштима. Штетни микроелементи се акумулирају у површинским органогеним слојевима и на тај начин утичу на биолошку активност земљишта (Hernandez et al., 2003). Кисела једињења која се путем депозиције или антропогеним активностима уносе у земљиште, доприносе разарању минерала и испирању неких тешких метала у дубље слојеве (Tyler et al., 1984; Белоица, 2015), што је често присутно код земљишта са ниском рН вредношћу. Неки истраживачи такође наводе да испирање зависи и од годишњег доба, и да је у пролеће најинтензивније (Marcinkonis, 2006). Везивање метала у земљишту зависи од земљишних услова, али је значајно и под утицајем адсорптивног капацитета и мобилности појединих микроелемената. Sipos (2009) наводи да су Pb и Cu елементи који се у земљишту јаче везани, док је Zn мобилнији, што се објашњава чињеницом да адсорпција Zn зависи од електростатичких сила, док су Pb и Cu под утицајем ковалентних рекација са површином минералних честица. За Zn, издвојени парови са статистички значајним разликама су лесивирана земљишта са еутричним варијететима хумусно-силикатних земљишта и смеђим земљиштима, у оквиру којих постоје разлике и у концентрацијама Ni и Cr.

Разлог оваквих разлика могу бити повишене концентрације са дубином, услед распадања матичног супстрата и/или испирања по дубини (Hernandez et al., 2003). Табеле 59 и 60 показују да најмање статистичких разлика постоји између земљишта са ниским рН вредностима и ниским степеном засићености базама, као што су лесивирана земљишта, дистрична смеђа и дистрична хумусно-силикатна земљишта, али и код рендзина и алувијалних земљишта, са базном реакцијом земљишта и високим вредностима засићења базама. Pb се издваја у различитим комбинацијама еутричних и дистричних хумусно-силикатних земљишта, еутричних и дистричних смеђих земљишта, алувијалних земљишта и рендзина. Овај елемент се везује за оксиде гвожђа, што показује и чињеница да га највише има у оквиру треће фракције (везан за Mn и Fe хидроксида), и то у површинском слоју од 0-10 cm, где остаје слабо мобилан (Sipos et al., 2015).

Табела 57 – Параметри анализе варијансе према типу земљишта

| | | Zn | Cu | Pb | Ni | Cr | Cd | Hg | Fe | Mn | pH | T | хумус | N | P | K | глина |
|----|------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|---------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| DC | Сред.вред. | 75,4 | 21,9 | 74,4 | 30,8 | 40,0 | 0,153 | 0,028 | - | 872,9 | 5,59 | 33,4 | 9,49 | 0,407 | 1,81 | 13,4 | 19,1 |
| | Ст.дев. | 32,2 | 12,4 | 123,6 | 25,7 | 28,2 | 0,218 | 0,022 | - | 195,5 | 0,794 | 14,6 | 18,5 | 0,341 | 1,43 | 8,3 | 7,46 |
| DL | Сред.вред. | 66,0 | 19,1 | 22,2 | 26,1 | 32,7 | 0,231 | 0,008 | 18586,1 | 511,3 | 5,49 | 20,4 | 14,7 | 0,341 | 1,76 | 12,9 | 10,0 |
| | Ст.дев. | 25,5 | 8,33 | 11,7 | 14,9 | 19,0 | 0,264 | 0,013 | 12193,6 | 333,4 | 0,42 | 4,18 | 27,7 | 0,36 | 0,927 | 5,7 | 2,93 |
| EC | Сред.вред. | 67,1 | 30,9 | 41,4 | 65,1 | 88,7 | 0,348 | 0,026 | 30702 | 1069,5 | 6,12 | 30,9 | 8,37 | 0,329 | 4,24 | 11,7 | 20,6 |
| | Ст.дев. | 40,4 | 17,1 | 54,5 | 58,0 | 119,9 | 0,52 | 0,026 | 12441,2 | 591,1 | 0,849 | 12,0 | 17,1 | 0,362 | 7,09 | 11,7 | 5,22 |
| EL | Сред.вред. | 62,8 | 23,2 | 34,0 | 852,1 | 387,3 | 0,144 | 0,027 | 44521,6 | 1121,7 | 6,64 | 42,1 | 7,97 | 0,337 | 2,19 | 12,1 | 17,7 |
| | Ст.дев. | 31,8 | 12,8 | 32,6 | 807,7 | 353,9 | 0,236 | 0,025 | 20430,4 | 578,2 | 0,593 | 11,5 | 14,8 | 0,268 | 3,3 | 9,17 | 7,33 |
| F | Сред.вред. | 70,5 | 26,6 | 20,0 | 355,4 | 287,7 | 0,058 | 0,009 | 25545,9 | 738,6 | 7,22 | 31,1 | 2,42 | 0,298 | 7,48 | 11,6 | 15,1 |
| | Ст.дев. | 11,6 | 4,61 | 6,8 | 308,3 | 248,3 | 0,143 | 0,007 | 1541,3 | 259,8 | 0,464 | 11,0 | 1,48 | 0,13 | 8,91 | 7,56 | 8,67 |
| L | Сред.вред. | 92,6 | 21,2 | 30,9 | 58,81 | 58,1 | 0,092 | 0,02 | - | 900,5 | 5,21 | 31,5 | 11,2 | 0,416 | 0,778 | 9,84 | 27,2 |
| | Ст.дев. | 109,0 | 11,3 | 19,6 | 37,97 | 26,3 | 0,204 | 0,02 | - | 174,6 | 0,364 | 10,8 | 21,3 | 0,46 | 0,37 | 3,63 | 14,4 |
| ML | Сред.вред. | 72,1 | 23,3 | 91,8 | 296,6 | 111,2 | 0,302 | 0,021 | - | 975,6 | 7,32 | 34,1 | 13,2 | 0,63 | 9,59 | 12,4 | 16,2 |
| | Ст.дев. | 29,1 | 13,5 | 108,9 | 625,8 | 132,0 | 0,271 | 0,015 | - | 184,5 | 0,53 | 2,59 | 21,6 | 0,49 | 12,1 | 6,18 | 8,02 |
| | F - ratio | 1,35 | 2,92 | 3,36 | 20,52 | 17,8 | 3,72 | 2,97 | 4,23 | 4,58 | 33,66 | 6,86 | 1,06 | 1,31 | 6,51 | 0,33 | 5,68 |
| | F таблично | 2,0986 | 2,0986 | 2,0986 | 2,0986 | 2,0986 | 2,0986 | 2,0986 | 2,6060 | 2,0986 | 2,0986 | 2,0986 | 2,0986 | 2,0986 | 2,0986 | 2,0986 | 2,0986 |
| | P вредност | 0,2367 | 0,0091 | 0,0034 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0015 | 0,0086 | 0,0056 | 0,0003 | 0,0000 | 0,0000 | 0,3864 | 0,2542 | 0,0000 | 0,9198 | 0,0000 |

- недовољно података

Табела 58 – Групе хомогености према типу земљишта за физичко-хемијска својства земљишта

| | pH | T | хумус | N | P | K | глина |
|----|----|-----|-------|----|---|---|-------|
| DC | X | X | XX | XX | X | X | X |
| DL | X | X | X | XX | X | X | X |
| EC | X | X | XX | X | X | X | X |
| EL | X | X | XX | X | X | X | XX |
| F | X | X | X | X | X | X | XX |
| L | X | X | XX | XX | X | X | X |
| ML | X | XXX | XX | X | X | X | XXX |

Табела 59 – Групе хомогености према типу земљишта за микроелементе

| | Zn | Cu | Pb | Ni | Cr | Cd | Hg | Fe | Mn |
|----|----|----|-----|----|----|-----|-----|----|------|
| DC | XX | X | X | X | X | XX | X | | XX |
| DL | XX | X | X | X | X | XXX | XX | X | X |
| EC | X | X | X X | X | X | X | XX | XX | XX |
| EL | X | X | X | X | X | XX | X | X | X |
| F | XX | XX | X | X | X | X | X | X | XX |
| L | X | X | XXX | XX | X | XX | XXX | | XXXX |
| ML | XX | XX | XX | XX | X | XX | XXX | XX | XXX |

5.4.3 Анализа порекла садржаја микроелемената у земљиштима проучаваног подручја

Врло важан сегмент у статистичкој анализи јесте статус расподеле података, а вредности мере асиметрије (*skewness*) и мере спљоштености (*kurtosis*) расподеле анализираних микроелемената око средњих вредности су поређене за различите трансформације.

Табела 60 упоредно приказује вредности мера дистрибуције сирових података, нормализованих *log* трансформацијом и *inverse-normal* трансформацијом. Циљ нормализације података је био да се смањи ребунданција (*rebundancy*) података, тј. да се сет података организује и доведе на одређени ниво вредности, а са циљем да се нађе однос међу варијаблама. На тај начин, подаци су погоднији за анализу и интерпретацију, смањују се вредности асиметрије и спљоштености на одговарајући ниво, добија уједначена расподела података, линеарна зависност итд. Статистичка потреба и каснија интерпретација података добијених истраживањима захтевају претходан поступак нормализације основних информација које се односе на животну средину, а које могу показивати изражену хетерогеност и нису нормално дистрибуирани (UMASS, 2020). Након нормализације података (*log-transformation*), вредности мера расподеле су се смањиле, иако и пре трансформације, елементи Cu, Fe и Hg, нису одступали много од нормалне расподеле, док Cd не прати нормалну расподелу, ни у случају трансформације. Другачијим приступом, који подразумева трансформацију података на перцентилни ранг и униформну расподелу,

а затим примену *inverse-normal* трансформације, добијају се варијабле које се састоје од нормално дистрибуираних стандардизованих одступања (Schmitt et al., 2016; Kokkinos et al., 2016; Smith и Apicella, 2017; Lavado-Garcia et al., 2018). Овим приступом на све варијабле могуће је обезбедити нормалну расподелу која је предуслов за све параметарске тестове и примену сложених статистичких техника.

Табела 60 – Мере асиметрије и спљоштености микроелемената у земљиштима проучаваног подручја

| Елемент | Сирови подаци | | Log-трансформација | | <i>Inverse-normal</i> трансформација | |
|---------|-----------------|-----------------|--------------------|-----------------|--------------------------------------|-----------------|
| | <i>skewness</i> | <i>kurtosis</i> | <i>skewness</i> | <i>kurtosis</i> | <i>skewness</i> | <i>kurtosis</i> |
| Zn | 3,85 | 31,3 | -0,101 | 0,742 | 0,00 | -0,211 |
| Cu | 0,957 | 1,41 | -0,668 | 0,562 | 0,00 | -0,211 |
| Pb | 4,89 | 30,4 | 0,54 | 1,14 | 0,00 | -0,211 |
| Ni | 2,01 | 2,96 | 0,502 | -0,677 | 0,00 | -0,218 |
| Cr | 1,85 | 2,56 | 0,441 | -0,689 | 0,00 | -0,218 |
| Cd | 2,38 | 6,28 | -1,91 | 2,94 | 0,00 | -0,424 |
| Fe | 0,0219 | -0,237 | -2,14 | 4,08 | 0,00 | -0,427 |
| Mn | 1,38 | 2,86 | -0,764 | 1,62 | 0,00 | -0,264 |
| Hg | 0,947 | -0,25 | -0,385 | -0,662 | 0,00 | -0,439 |

Међусобна зависност и порекло штетних микроелемената у земљиштима проучаваног подручја, као и фактори са највећим утицајем, утврђени су употребом факторске анализе, са *varimax* ротацијом. Предуслов примене факторске анализе јесу тестови факторабилности. Kaiser-Meyer-Olkin (КМО) тест показује заједничку варијансу од 0,701 док је Бартлетов тест сферичности 0,0. Варијабле су садржаји Zn, Cu, Pb, Ni, Cr, Cd, Fe, Mn и Hg. На основу резултата факторске анализе, штетни микроелементи се групишу око 3 фактора (табела 62). Сви фактори описују 97,661 % укупне варијансе, (табела 61), и дефинисани карактеристичним вредностима (*eigenvalue*), већим од 1, и у комбинацији са укупно објашњеном варијансом. Варијабле са највећим комуналитетом су Cr (0,957) и Zn (0,924).

Први фактор (Φ_1) укључује Ni, Cr, Cd, Fe и Mn и описује 52,92 % укупне варијабилности података. Овом фактору се може доделити одредница „геолошка компонента“, зато што укључује Ni и Cr, који потичу из серпентинске геолошке подлоге. Такође, ултрамафитске стене, које су највише заступљене у горњем делу слива (дунити, перидотити, харцбургити и серпентинити), поред Ni и Cr, могу садржати и високе концентрације Fe (Bockheim, 2014) и Mn (Stueber и Goles, 1967; Foster, 2017).

Елементи имају висока факторска оптерећења, осим Cd који има високо негативно факторско оптерећење које показује да овај елемент или није из исте матичне подлоге као остали елементи, или је антропогеног порекла.

Табела 61 – Параметри факторске анализе

| Фактор | Карактеристична вредност (<i>eigenvalue</i>) | Варијанса | Укупна варијанса % |
|--------|---|-----------|-----------------------|
| 1 | 4,12 | 52,920 | 52,920 |
| 2 | 2,47 | 31,680 | 84,600 |
| 3 | 1,02 | 13,061 | 97,661 |
| 4 | 0,11 | 1,412 | 99,073 |
| 5 | 0,0721 | 0,927 | 100,00 |
| 6 | 0,0 | 0,000 | 100,00 |
| 7 | 0,0 | 0,000 | 100,00 |
| 8 | 0,0 | 0,000 | 100,00 |
| 9 | 0,0 | 0,000 | 100,00 |

С обзиром на то да пољопривредне површине заузимају 26,8 % површине слива Расине, извор Cd у земљишту може бити и услед ђубрења које се наводи као други најзначајнији извор загађења овим елементом (Quinton и Catt, 2007; Zhang et al., 2020), одмах иза аерозагађења. Поред природног садржаја, извор Cd у земљиштима може бити последица заједничког ефекта атмосферске депозиције и употребе фосфатних ђубрива (European Commission, 2000; Đorović et al., 2001; Belanović et al., 2002; Halbach et al., 2017).

Табела 62 – Факторско оптерећење пре и после ротације

| | пре <i>varimax</i> ротације | | | након <i>varimax</i> ротације | | |
|----|-----------------------------|--------|--------|-------------------------------|--------------|--------------|
| | Ф1 | Ф2 | Ф3 | Ф1 | Ф2 | Ф3 |
| Zn | 0,494 | -0,797 | -0,213 | -0,0486 | 0,955 | 0,104 |
| Cu | 0,673 | -0,587 | -0,235 | 0,214 | 0,898 | 0,0398 |
| Pb | 0,532 | -0,58 | -0,202 | 0,104 | 0,804 | 0,0522 |
| Ni | 0,816 | 0,449 | 0,169 | 0,938 | 0,0447 | 0,117 |
| Cr | 0,901 | 0,367 | 0,0996 | 0,958 | 0,177 | 0,0869 |
| Cd | -0,437 | -0,762 | 0,228 | -0,766 | 0,276 | 0,399 |
| Fe | 0,882 | 0,296 | -0,11 | 0,886 | 0,29 | -0,0916 |
| Mn | 0,822 | -0,184 | 0,287 | 0,601 | 0,499 | 0,425 |
| Hg | 0,126 | -0,334 | 0,831 | -0,0162 | 0,0596 | 0,902 |

Други фактор (Ф2) описује 31,68 % укупне варијабилности, а укључује Zn, Cu и Pb, који су позитивно корелисани на фактор, што се може повезати са другим типом геолошке подлоге. Како је већ наведено, подручје Копаоника које делом припада сливу Расине, је карактеристично по некадашњим оловно-цинканим рудиштима (Симић, 1958). Овом фактору се може доделити одредница „комбинована компонента“. Поред ове анализе, матрица корелације показује да у односу на друге елементе, ова три елемента воде порекло из других извора.

Трећи фактор (**Ф3**) описује додатних 13,061 % варијабилности, а издваја Hg, позитивно корелисан, коме се може додати одредница „*антропогена компонента*“. Узимајући у обзир чињеницу да су концентрације Hg значајно веће у органогеном хоризонту, а да у сливу нема индустријског загађења, овај фактор се може повезати са атмосферском депозицијом Hg. Нарочито је значајан кумулативан ефекат, при чему концентрације иду и до 22,66 g·km⁻²·god⁻¹ за период 1990–2016 (ЕМЕР, 2020).

Важно је напоменути да елементи са високим факторским оптерећењем, имају ниску специфичну варијансу. Осим тога, метали са вишим вредностима комуналитета (табела 63) имају тенденцију да се боље апсорбују у биолошким процесима (Piairo et al., 2014).

Табела 63 – Процењени комуналитет и специфична варијанса

| Варијабла | Процењени комуналитет | Специфична варијанса |
|-----------|-----------------------|----------------------|
| Zn | 0,924 | 0,0758 |
| Cu | 0,853 | 0,147 |
| Pb | 0,66 | 0,34 |
| Ni | 0,896 | 0,104 |
| Cr | 0,957 | 0,043 |
| Cd | 0,823 | 0,177 |
| Fe | 0,878 | 0,122 |
| Mn | 0,791 | 0,209 |
| Hg | 0,818 | 0,182 |

5.5 Хидролошки параметри проучаваних микрослива у сливу реке Расине

5.5.1 Протицаји воде на проучаваним микросливовима

Сливови Поломске и Рогавске реке су класични брдско-планински сливови, док је слив Богишке реке издиференциран брдско-планинским и равничарским елементима. Протицај зависи од облика слива, падавина и инфилтрационе моћи површинског слоја земљишта. Криве протицаја су израђене на основу свакодневних мерења водостаја и хидрометријских мерења (РХМЗ) на сва три микрослива. Такође, како би се добила потврда, брзина водотока је мерена у више понављања и методом „пловка“. Криве протицаја за сваку реку су приказане на графицима 20, 21 и 22.

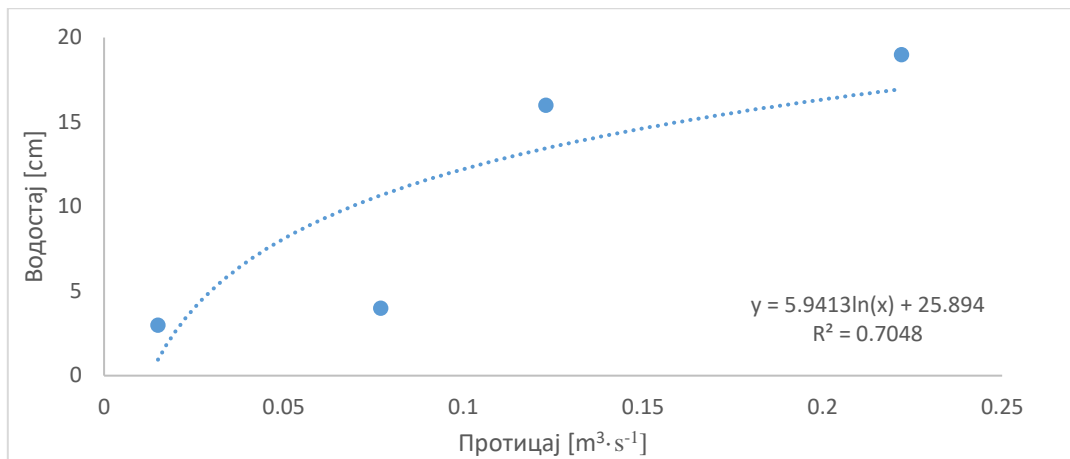


График 20 – Крива протицаја Q за Поломску реку

Најмањи протицај у Поломској реци према мерењима РХМЗ-а је забележен августа 2017. године и износио је $0,015 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, а највећи измерени протицај је био априла 2016. године и износио је $0,222 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Током мерног периода, није било пресушивања водотока, а нема ни података да је Поломска река икада пресушила.

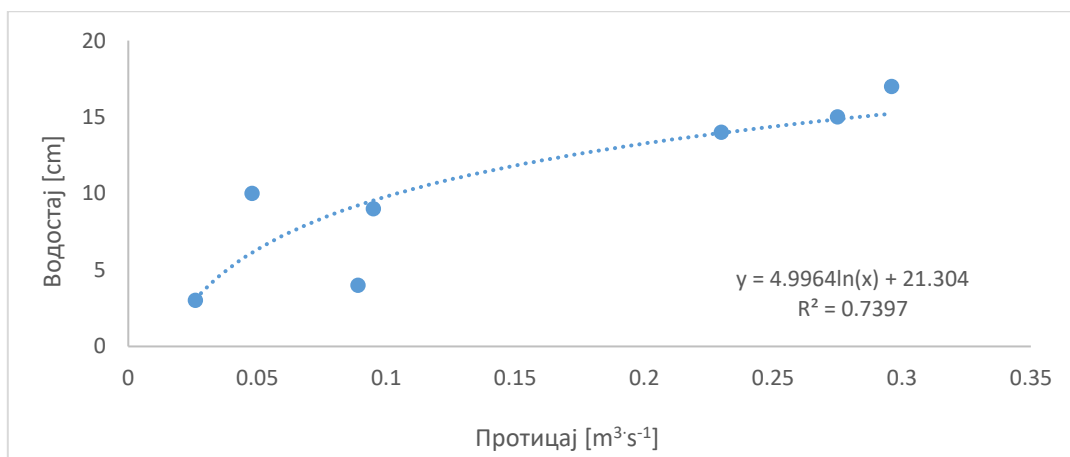


График 21 – Крива протицаја Q за Рогавску реку

Протицај у Рогавској реци је значајно смањен током летњих месеци, када често може доћи до исушивања речног корита, као и током зимских месеци, када долази до замрзавања водотока. Рогавска река током мерног периода није била без протицаја али је мрзла у децембру 2016. године. Према мерењима РХМЗ-а, најмањи протицај на Рогавској реци је забележен августа 2017. године ($0,026 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), а највећи протицај јуна 2018. године ($0,296 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$).

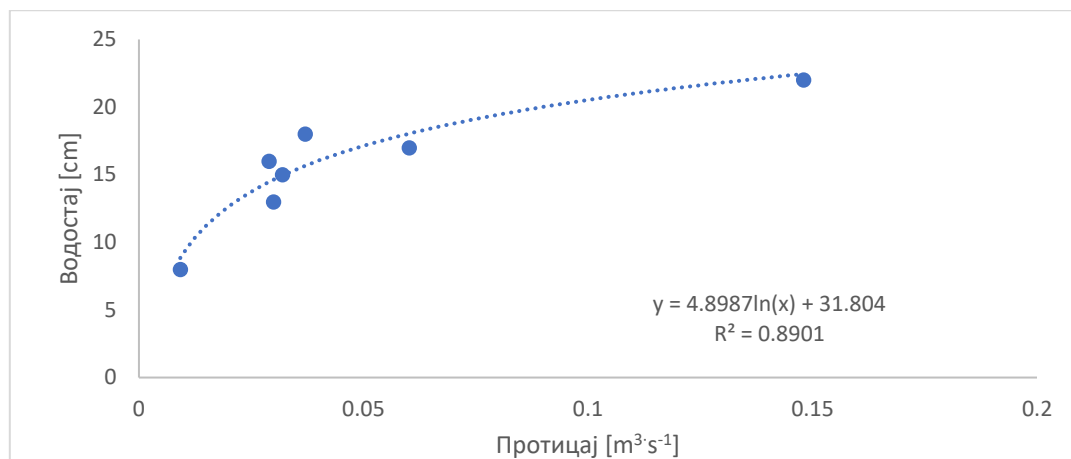


График 22 – Крива протицаја Q за Богишку реку

Богишка река пресушује током летњих и мрзне током зимских месеци. Уколико изузмемо август 2017. године због скоро исушеног корита, према мерењима РХМЗ-а, најмања количина воде је била у децембру 2015. године и износила је $0,029 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Највећи измерени протицај у Богишкој реци био је новембра 2016. године и износио је $0,148 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

5.5.2 Пренос суспендованог наноса проучаваних микрослива

Суспендовани нанос се састоји од честица песка, праха и глине и других финих честица које се крећу у виду суспензије услед турбулентног кретања воде. Концентрација наноса у рекама зависи од количине ових честица које су продукт површинске ерозије у сливу, и директно је пропорционална турбулентном режиму. У многим токовима, суспендовани нанос тј. минерална фракција представља највећи део транспортованог наноса (Bartram и Balance, 1996).

У табели 64 приказане су просечне вредности концентрације суспендованог наноса на нивоу три микрослива у сливу Расине у току периода осматрања.

Максимална концентрација суспендованог наноса у сливу Поломске реке је забележена у децембру 2016. године и износила је $0,353 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$, док је најнижа концентрација забележена у јулу 2016. и износила је $0,00567 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$. На графику 23 је приказан тренд концентрације суспендованог наноса током периода осматрања, у односу на водостај.

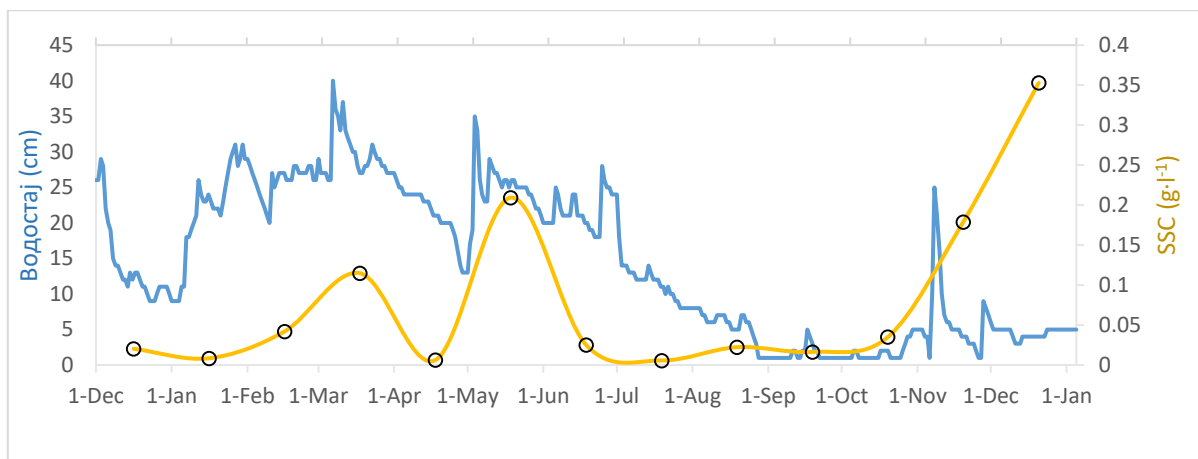


График 23 – Концентрација суспендованог наноса SSC ($g \cdot l^{-1}$) и водостај (cm) Поломске реке

У сливу Рогавске реке, концентрација суспендованог наноса на месечном нивоу, пратила је водостај у реци (график 24). Најнижа концентрација измерена је у априлу 2016. године и износила је $0,0051 g \cdot l^{-1}$, док је максимална концентрација суспендованог наноса измерена у новембру 2016. године и износила је $0,1393 g \cdot l^{-1}$.

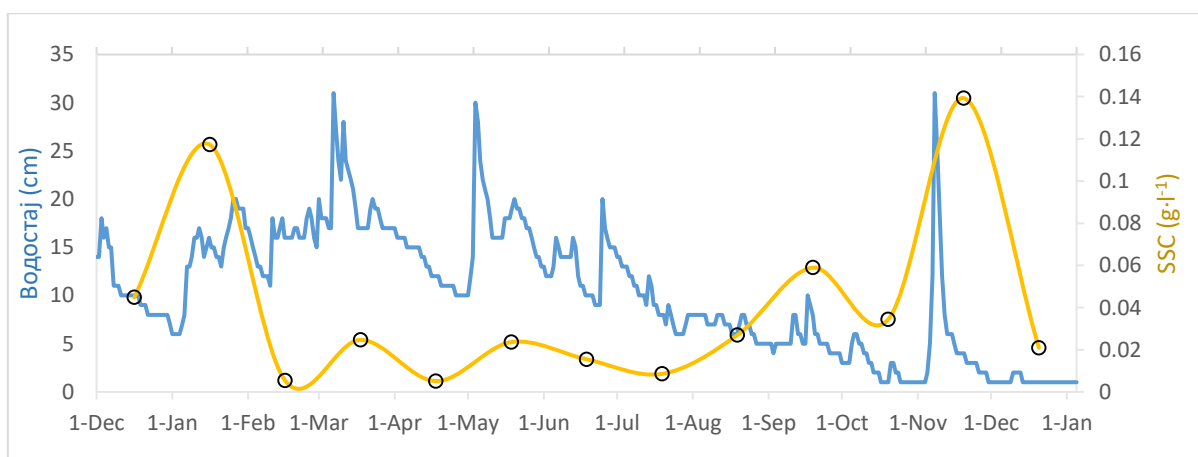


График 24 – Концентрација суспендованог наноса SSC ($g \cdot l^{-1}$) и водостај (cm) Рогавске реке

На графику 25 приказан је тренд концентрације суспендованог наноса у Богишкој реци. Током осматраног периода, најнижа концентрација суспендованог наноса била је у децембру 2016. године и износила је $0,0033 g \cdot l^{-1}$, а максимална концентрација суспендованог наноса измерена је у јануару 2016. године чија је вредност достигла $0,1422 g \cdot l^{-1}$.

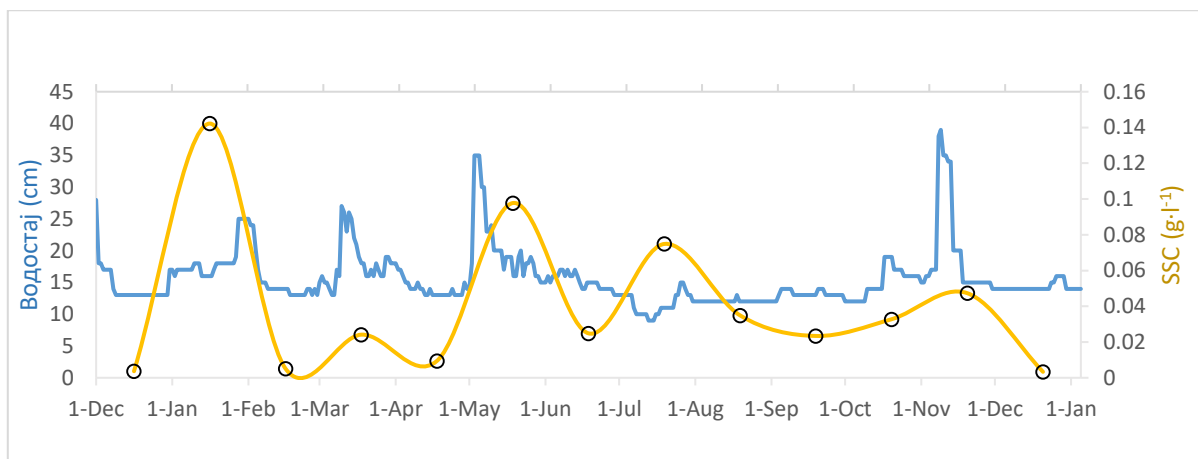


График 25 – Концентрација суспендованог наноса $SSC (g \cdot l^{-1})$ и водостај (cm) Богишке реке

У Поломској реци, просечно се током године налази већа концентрација суспендованог наноса, око $0,08 g \cdot l^{-1}$, него у Рогавској и Богишкој реци чији је просек око $0,04 g \cdot l^{-1}$. Уколико се посматрају вредности на месечном нивоу, током месеци вегетационог периода, у Богишкој реци су веће концентрације суспендованог наноса него у друга два микрослива, што се може оправдати активним пољопривредним радовима, и другим антропогеним активностима у сливу.

Табела 64 – Концентрација суспендованог наноса проучаваних микрослива

| год. | месец | Просечна концентрација суспендованог наноса на месечном нивоу ($g \cdot l^{-1}$) | | |
|----------|-----------|--|----------|---------|
| | | Поломска | Рогавска | Богишка |
| 2015 | децембар | 0,0203 | 0,0448 | 0,0037 |
| | јануар | 0,0085 | 0,1173 | 0,1422 |
| | фебруар | 0,0419 | 0,0054 | 0,0051 |
| | март | 0,1149 | 0,0247 | 0,0241 |
| | април | 0,0061 | 0,0051 | 0,0095 |
| 2016 | мај | 0,2093 | 0,0236 | 0,0977 |
| | јун | 0,0251 | 0,0155 | 0,0249 |
| | јул | 0,0057 | 0,0085 | 0,0749 |
| | август | 0,0223 | 0,0269 | 0,0349 |
| | септембар | 0,0164 | 0,0589 | 0,0234 |
| | октобар | 0,0350 | 0,0343 | 0,0327 |
| | новембар | 0,1789 | 0,1393 | 0,0473 |
| децембар | 0,3528 | 0,0209 | 0,0033 | |

5.5.3 Пронос укупног наноса у проучаваним микросливовима

Пронос вученог наноса није мерен у току осматраног периода, тако да подаци о учешћу суспендованог наноса у односу на укупну количину прноса наноса у рекама не постоје. Међутим, према подацима из литературе, проценат се разликује и зависи од морфолошке грађе речног дна, конфигурације слива, и величине водотока. Степен покривености шумом и сливна површина не утичу јединствено на количину наноса која протекне у виду суспендоване материје (Turowski et al., 2010). Према Maddock и Borland (1950), уколико је речно дно грађено од камена и шљунка, а концентрација суспендованог наноса у води мања од 1000 ppm ($1 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$), онда концентрација вученог наноса има око 95 % учешћа од укупног наноса, а суспендовани нанос чине прах и глина и мала количина песка. Према другим ауторима (Lane и Borland, 1951), при овој концентрацији суспендованог наноса, и истој морфолошкој грађи речног дна, вучени нанос представља 5 до 12 % од укупног наноса, а проценат се повећава уколико је речно дно углавном сачињено од песка. Такође, подаци који се могу наћи у литератури указују на распон од 10 до 20 % учешћа вученог наноса у односу на укупне количине наноса које се транспортују речним током (Simons и Senturk, 1977; Dietrich и Dunne, 1978; Костадинов, 1985; Summerfield и Hulton, 1994; Lave и Avouac, 2001). Овакав распон вредности потврђују и резултати истраживања других аутора (Lenzi et al., 2003; Pratt-Sitaula et al., 2007; Turowski et al., 2010). Иако се често сматра да је суспендовани нанос у брдско-планинским водотоковима од секундарног значаја, заправо, количина наноса која се креће у виду суспензије је често већа од вученог наноса, и има велики значај на морфологију речног корита, квалитет воде и развој акватичних станишта (Wohl, 2000). За потребе прорачуна укупног прноса наноса, усвојена вредност учешћа концентрације суспендованог наноса у односу на укупан нанос је 80 %.

Зависност протицаја од водостаја у водотоку, описана је експоненцијалном функцијом, а на основу ове регресије, процењен је протицај за осматрани период. Мерени подаци о концентрацији суспендованог наноса у водотоцима проучаваних микрослива, користили су се у процени укупне количине прноса суспендованог наноса, на месечном нивоу, у зависности од протицаја. На основу добијених резултата и коришћењем коефицијента учешћа суспендованог наноса у укупном наносу, добијени су резултати прноса наноса.

Укупна количина наноса која је у осматраном периоду протекла кроз профил на Поломској реци, процењена је на 803 t на годишњем нивоу, што представља $0,67 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$ специфичног флукса.

Укупна количина суспендованог и вученог наноса која је отекла Рогасвком реком, се процењује на 304 t на годишњем нивоу. Специфична количина наноса са јединице површине која отекне из слива износи $0,32 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$.

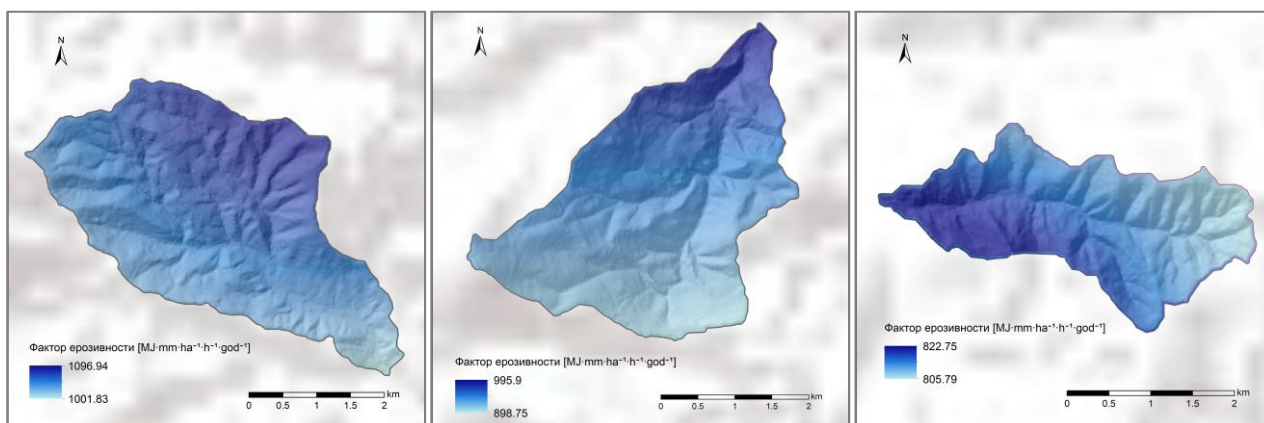
Из слива Богишке реке, се изнесе укупна количина наноса од 174 t на годишњем нивоу, што представља специфичан прнос наноса од $0,35 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$.

5.6 Процена губитака земљишта применом USLE модела

Модел USLE представља прву математичку формулу за процену ерозионих губитака земљишта, која је поред тога што се користи свуда у свету у научне сврхе, нашла примену и у пракси (Тодосијевић, 2012; Belanović et al., 2013; Perović, 2015; Rahaman et al., 2015; Ganasri и Ramesh 2016).

5.6.1 Фактор ерозивности (R)

Фактор ерозионог дејства кише представља први фактор, потребан за процену интензитета ерозије, и захтева детаљан приступ и непрекидност података о падавинама, одређене временске и просторне резолуције, на шта указују бројни истраживачи (Loureiro и Coutinho, 2001; Diodato, 2004; Avila и Avila, 2015; Panagos et al., 2015c; Fischer et al., 2016; Panagos et al., 2016; Yin et al., 2017). Овај фактор треба да квантификује ефекат удара кишних капи о површину земљишта (Ganasri и Ramesh, 2016). Подаци о 15-о минутним падавинама представљају срж прорачуна фактора ерозивности, као и његове временске и просторне варијабилности. Међутим, предност података о годишњим падавинама се огледа у доступности, брзом и лако прорачуну као и просторној конзистентности добијених резултата (Loureiro и Coutinho, 2001; Diodato, 2004). Вредности фактора R се разликују међу проучаваним микросливовима. За слив Поломске реке, вредности ерозионог дејства кише се крећу у распону од 1001,83 до 1096,94 $\text{MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$, са средњом вредношћу од 1056,3 $\text{MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$, за слив Рогавске реке у распону од 898,75 до 995,9 $\text{MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$, са средњом вредношћу од 935,41 $\text{MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$, и за слив Богишке реке од 805,79 до 822,75 $\text{MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$ са средњом вредношћу од 812,55 $\text{MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$ (слика 16).



Слика 16 – Фактор ерозивности у сливовима Поломске, Рогавске и Богишке реке

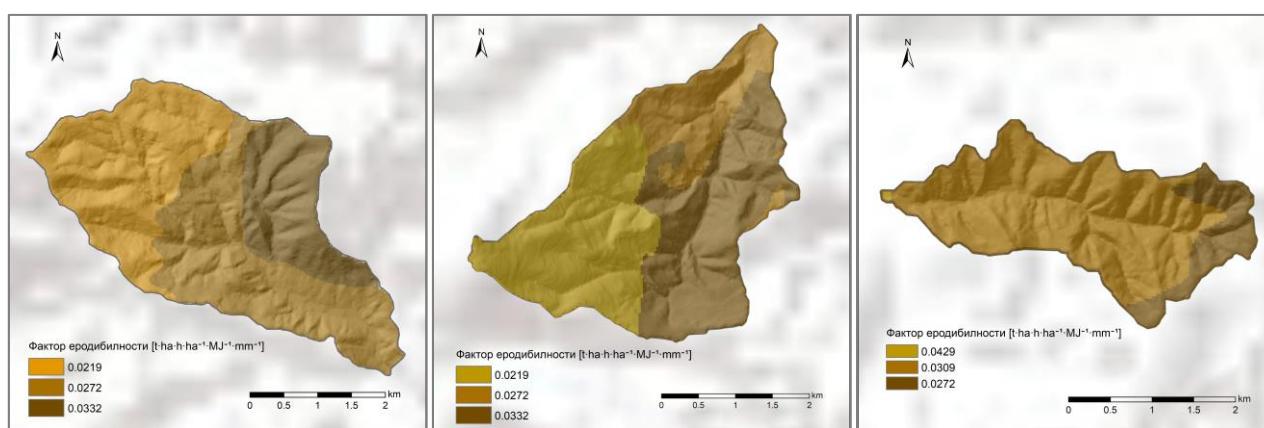
Ове вредности показују велику варијабилност ерозионог дејства кише, како се мења надморска висина, и утицај планинских масива. Просечна вредност овог фактора на нивоу

Европе је $722 \text{ MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$ (Panagos et al., 2015c), што је ниже у односу на вредности овог фактора за сливове Поломске и Рогавске реке, где је приметан утицај планине Гоч на распоред падавина, а тиме и на вредности фактора ерозивности. Просечне вредности фактора R су више и од просечних вредности за Бугарску – $695 \text{ MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$, Румунију – $785 \text{ MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$ али доста ниже од просечне вредности за Хрватску – $1276 \text{ MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$. Међутим, вредности фактора R су у сагласности са вредностима добијеним за друге сливове у Србији (Belanović Simić et al., 2013; Perović, 2015; Vulević, 2017).

5.6.2 Фактор еродибилности (K)

Откидање земљишних честица зависи од дејства кишних капи, површинског отицања и отпорности/осетљивости површинског слоја земљишта на делујуће агенсе. За прорачун вредности фактора осетљивости земљишта на откидање честица, бројне једначине су развијене, које су укључивале параметре попут текстуре површинског слоја, органског угљеника, запреминске масе земљишта и водопропустљивости (Wischmeier et al., 1971; Young и Mutcher, 1977; Williams, 1995; Römkens et al., 1997; Panagos et al., 2012). У овој дисертацији је коришћена једначина (Wischmeier и Smith, 1978 и Renard et al., 1997).

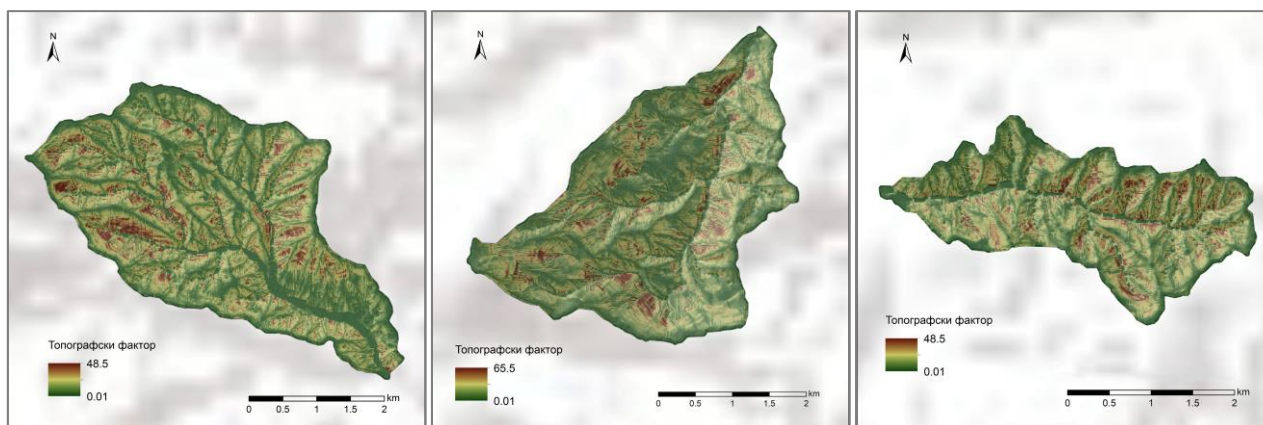
Вредности фактора K (слика 17) се крећу од $0,022$ до $0,033 \text{ t}\cdot\text{ha}\cdot\text{h}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{MJ}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$, за земљишта Поломског и Рогавског слива, док се еродибилност повећава у сливу Богишке реке и креће се од $0,027$ до $0,043 \text{ t}\cdot\text{ha}\cdot\text{h}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{MJ}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$, што је више у односу на Европски просек, који износи $0,032 \text{ t}\cdot\text{ha}\cdot\text{h}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{MJ}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$ (Panagos et al., 2014). Вредности фактора еродибилности су повезане са вредностима влажности и водопропустљивости површинског слоја земљишта (Ganasri и Ramesh, 2016).



Слика 17 – Фактор еродибилности у сливовима Поломске, Рогавске и Богишке реке

5.6.3 Топографски фактор (LS)

Топографски фактор представља синергијски ефекат фактора дужине падине и фактора стрмости падине. Повећањем дужине падине, експоненцијално расте кинетичка енергија површинског отицаја, а тиме и потенцијални губици земљишта, док је утицај стрмости падине знатно већи. LS фактор је добијен коришћењем дигиталног модела надморских висина, и вредности расту са повећањем стрмости терена, те је топографски фактор пропорционалан нагибу падине. LS фактор (слика 18) се у сливу Поломске реке креће од 0,01 до 48,5 са средњом вредношћу од 8,78. У сливу Рогавске реке, средња вредност LS фактора износи 10,75 са распоном између 0,01 и 65,5. У сливу Богишке реке, топографски фактор варира између 0,01 и 69,5 док је средња вредност 8,88. Вредности су добијене применом једначине (Desmet и Govers, 1996) којом је такође процењено да средња вредност овог фактора на европском нивоу варира од 0 до 99 са просеком од 1,63 (Panagos et al., 2015d).

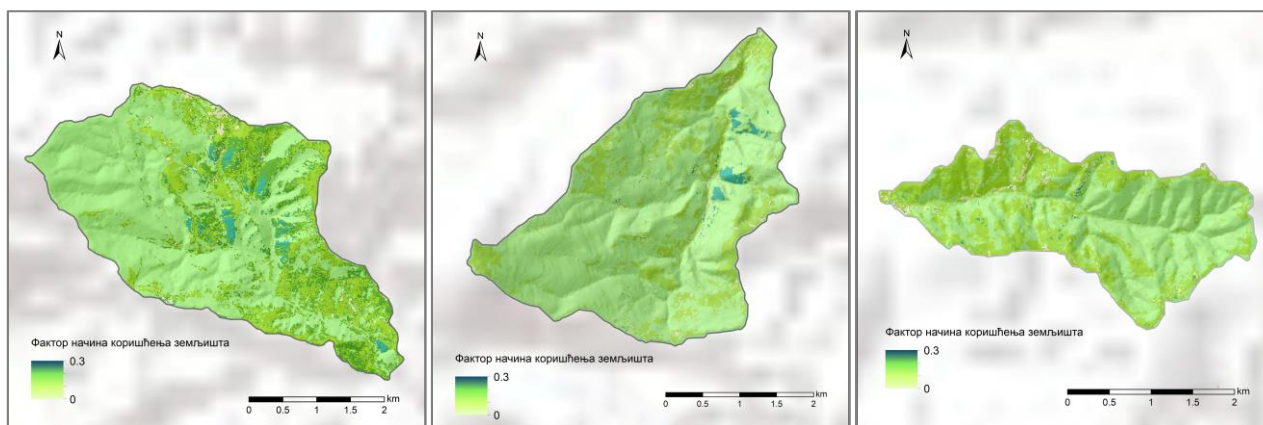


Слика 18 – Топографски фактор у сливовима Поломске, Рогавске и Богишке реке

5.6.4 Фактор начина коришћења земљишта (C)

Начин коришћења земљишта и тип вегетационог покривача су параметри који имају најзначајнију улогу у заштити земљишта и земљишног простора, јер представљају услове на терену на које се лако може утицати како би се интензитет ерозије смањено, а тиме и деградација земљишног простора.

Да би се продуковани материјал у сливу и потенцијални губици тј. интензитет ерозије прецизније квантификовали, употреба новијих технологија је неопходна. Потреба је нарочито изражена уколико подручје проучавања има велику површину, док утврђивање класа начина коришћења земљишта изласком на терен захтева време и одређене. Након надзиране класификације сателитских снимака, вредности фактора C су додељене класама коришћења земљишта, а резултати су приказани на картама (слика 19).



Слика 19 – Фактор С у сливовима Поломске, Рогавске и Богишке реке

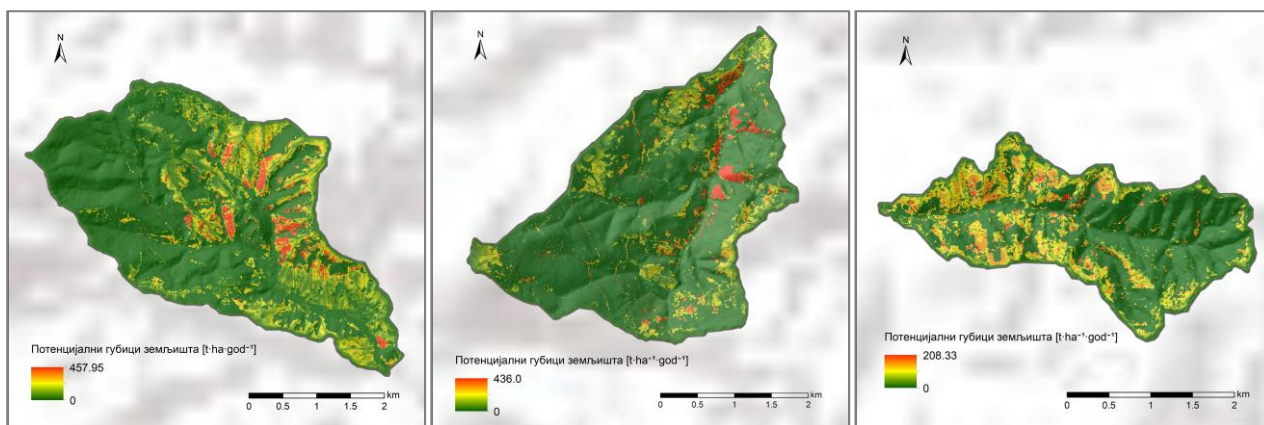
5.6.5 Процена интензитета ерозије

Процена губитака земљишта применом USLE једначине, добијена је множењем ГИС слојева улазних параметара. Сваки слој је резолуције 10×10 m а губици су изражени у $t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$ по пикселу и приказани у табелама 65, 66 и 67.

Табела 65 – Интензитет ерозије применом USLE модела на сливу Поломске реке

| Категорија ерозије | Опсег | Средња вредност $t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$ | Површина | |
|--------------------|---------|---|----------|------|
| | | | ha | % |
| Веома слаба | 0 – 3 | 0,27 | 792,3 | 65,8 |
| Слаба | 3 – 10 | 6,57 | 97,6 | 8,1 |
| Умерена | 10 – 20 | 14,45 | 139,7 | 11,6 |
| Јака | 20 – 40 | 27,98 | 117,9 | 9,8 |
| Веома јака | > 40 | 75,71 | 56,6 | 4,7 |
| | | | 1204 | 100 |

Вредности потенцијалних губитака земљишта у сливу Поломске реке се крећу у опсегу од 0 до $457,95 t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$. Просечна вредност од $8,68 t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$ је доста виша од просечне вредности за референтну 2010. годину за Европу, која износи $2,46 t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$ (Panagos et al., 2015a). Просечни губици земљишта за земље западног Балкана су $7,13 t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$ који чине око 7,6 % укупних губитака земљишта у Европи. Највиша просечна вредност је забележена у Албанији и износи $18,7 t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$ (Blinkov, 2015; Ristić et al., 2017). Међутим, други аутори наводе значајно више вредности на европском ($11,1 t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$) и светском нивоу ($10,2 t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$) (Yang et al., 2003). Panagos et al. (2015a) наводе да постоји тренд смањења губитака земљишта на глобалном нивоу до 2050. године, услед промена начина коришћења земљишта и увођења конзервационе пољопривреде. Просторни приказ интензитета ерозије је дат на слици 20.



Слика 20 – Потенцијални губици земљишта применом USLE модела у сливовима Поломске, Рогавске и Богишке реке

У сливу Рогавске реке, губици земљишта се крећу од 0 до 436,0 t·ha⁻¹·god⁻¹ и просечна вредност интензитета ерозије износи 6,5 t·ha⁻¹·god⁻¹.

Табела 66 – Интензитет ерозије применом USLE модела на сливу Рогавске реке

| Категорија ерозије | Опсег | Средња вредност t·ha ⁻¹ ·god ⁻¹ | Површина | |
|--------------------|---------|--|----------|------|
| | | | ha | % |
| Веома слаба | 0 – 3 | 0,29 | 743,9 | 77,9 |
| Слаба | 3 – 10 | 6,71 | 49,9 | 5,2 |
| Умерена | 10 – 20 | 14,57 | 65,4 | 6,9 |
| Јака | 20 – 40 | 27,17 | 61,3 | 6,4 |
| Веома јака | > 40 | 89,35 | 34,5 | 3,6 |
| | | | 955 | 100 |

Табела 67 – Интензитет ерозије применом USLE модела на сливу Богишке реке

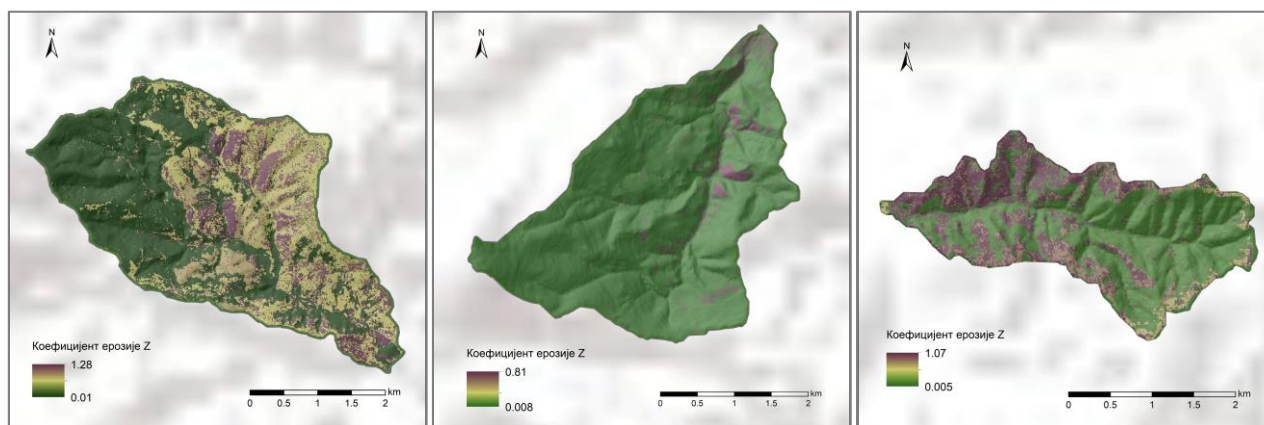
| Категорија ерозије | Опсег | Средња вредност t·ha ⁻¹ ·god ⁻¹ | Површина | |
|--------------------|---------|--|----------|------|
| | | | ha | % |
| Веома слаба | 0 – 3 | 0,25 | 329 | 65,9 |
| Слаба | 3 – 10 | 6,44 | 41,5 | 8,3 |
| Умерена | 10 – 20 | 14,65 | 69,4 | 13,9 |
| Јака | 20 – 40 | 27,48 | 51,8 | 10,4 |
| Веома јака | > 40 | 54,08 | 7,4 | 1,5 |
| | | | 502 | 100 |

У сливу Богишке реке, процењени потенцијални губици земљишта су у опсегу од 0 до 208,33 t·ha⁻¹·god⁻¹, а просечно се у сливу продукује око 6,39 t·ha⁻¹·god⁻¹. Ове вредности су нешто ниже или у нивоу вредности према различитим ауторима на нивоу Србије и света

(Тодосијевић, 2012; Belanović et al., 2013; Perović, 2015; Rahaman et al., 2015; Ganasri и Ramesh 2016).

5.7 Процена губитака земљишта применом МПЕ модела

Примена модела у процени ерозионих губитака, пружа репрезентативне резултате о интензитету и обиму присутних ерозионих процеса. Код прорачуна продукције ерозионог материјала, проноса наноса и других анализа, дуго се у пракси користи коефицијент ерозије Z у оквиру метода потенцијала ерозије (МПЕ) (Gavrilović, 1972). МПЕ модел се примењује на различитим сливовима (Тодосијевић, 2012; Ristić et al., 2013; Kostadinov et al., 2014; Milanesi et al., 2014; Perović, 2015; Dragičević, 2016; Lense et al., 2019), али је најчешће у употреби у државама које су настале распадом СФРЈ (Ristić et al., 2013). Према интензитету ерозионих процеса, бујични сливови су подељени у пет категорија, а резултати су представљени у табелама 68, 69 и 70. У табели 71 приказане су вредности продукције и проноса наноса по сливовима. Просторни распоред коефицијента Z у проучаваним микросливовима, приказан је на слици 21.



Слика 21 – Просторни распоред коефицијента ерозије Z у сливу Поломске, Рогавске и Богишке реке

У сливу Поломске реке, најзаступљенија је врло слаба ерозија, која је према коефицијенту ерозије заступљена на половини површине слива. Узевши у обзир велике површине које су под шумама и пашњацима, резултати су очекивани. Међутим, више од 22 % површине слива је обухваћено јаком или ексцесивном ерозијом, и то на голетима, деградираним шумама и пољопривредним површинама.

Средња вредност коефицијента ерозије за слив износи 0,44 што га класификује у подручја деловања ерозије средњег интензитета. Укупна продукција наноса у сливу се процењује на око $10010 \text{ m}^3 \cdot \text{god}^{-1}$ док специфична продукција ерозионог материјала износи око $831 \text{ m}^3 \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{god}^{-1}$, што је више у односу на раније процене ($Z = 0,45$ и $W_{\text{god}} = 8730 \text{ m}^3 \cdot \text{god}^{-1}$) (Костадинов и сар., 2010).

Табела 68 – Коефицијент ерозије Z у сливу Поломске реке

| Категорија разорности K_e | Јачина ерозионих процеса у сливу | Опсег вредности коефицијента Z | Површина | |
|--------------------------------|-------------------------------------|-----------------------------------|----------|-------|
| | | | ha | % |
| I | Експесивна ерозија | > 1 | 202,35 | 16,81 |
| II | Јака ерозија | 0,71 – 1 | 65,31 | 5,42 |
| III | Средња ерозија | 0,41 – 0,7 | 332,41 | 27,61 |
| IV | Слаба ерозија | 0,2 – 0,4 | 0 | 0 |
| V | Врло слаба ерозија | < 0,19 | 603,97 | 50,16 |
| | | | 1204 | 100 |

У сливу Рогавске реке, према вредностима коефицијента Z, нема слабе или експесивне ерозије, док је највећи проценат површине слива (92,4 %) обухваћен средњом ерозијом. Слив Рогавске реке, највећим делом је под шумама (75,11 %) и пашњацима (17,3 %) што значајно утиче на стабилност структурних агрегата и иницирање ерозионих процеса у сливу.

Табела 69 – Коефицијент ерозије Z у сливу Рогавске реке

| Категорија разорности K_e | Јачина ерозионих процеса у сливу | Опсег вредности коефицијента Z | Површина | |
|--------------------------------|-------------------------------------|-----------------------------------|----------|------|
| | | | ha | % |
| I | Експесивна ерозија | > 1 | 0 | 0 |
| II | Јака ерозија | 0,71 – 1 | 58,3 | 6,1 |
| III | Средња ерозија | 0,41 – 0,7 | 882,4 | 92,4 |
| IV | Слаба ерозија | 0,2 – 0,4 | 0 | 0 |
| V | Врло слаба ерозија | < 0,19 | 14,3 | 1,5 |
| | | | 955 | 100 |

Коефицијент ерозије за цео слив износи 0,42 и тиме се овај слив одликује ерозијом средњег интензитета. Укупна продукција наноса у сливу је процењена на $6900 \text{ m}^3 \cdot \text{god}^{-1}$ док је специфична ерозиона продукција око $721 \text{ m}^3 \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{god}^{-1}$, знатно виша у односу на раније процене ($Z = 0,4$ и $W_{\text{god}} = 5585 \text{ m}^3 \cdot \text{god}^{-1}$) (Костадинов и сар., 2010).

Табела 70 – Коефицијент ерозије Z у сливу Богишке реке

| Категорија разорности K_e | Јачина ерозионих процеса у сливу | Опсег вредности коефицијента Z | Површина | |
|--------------------------------|-------------------------------------|-----------------------------------|----------|------|
| | | | ha | % |
| I | Експесивна ерозија | > 1 | 2,8 | 0,5 |
| II | Јака ерозија | 0,71 – 1 | 145,6 | 27,1 |
| III | Средња ерозија | 0,41 – 0,7 | 61,7 | 11,5 |
| IV | Слаба ерозија | 0,2 – 0,4 | 0 | 0 |
| V | Врло слаба ерозија | < 0,19 | 327,3 | 60,9 |
| | | | 502 | 100 |

У сливу Богишке реке, највећи проценат површине слива је у категорији врло слабе ерозије, око 61 %. Међутим, око 39 % површине слива је под обрадивим земљиштем и голетима, што је утицало на то да се на истом проценту површине слива одвија ерозија средњег или јаког интензитета. Средња вредност коефицијента ерозије износи 0,35 чиме се слив класификује у подручје деловања ерозије слабог интензитета. Укупна продукција ерозионог материјала у сливу се процењује на $2581 \text{ m}^3 \cdot \text{god}^{-1}$, са специфичном вредношћу од $515 \text{ m}^3 \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{god}^{-1}$. Ове вредности су ниже у односу на процене из 2010. године ($Z = 0,39$ и $W_{\text{god}} = 2976 \text{ m}^3 \cdot \text{god}^{-1}$) (Костадинов и сар., 2010).

Табела 71 – Продукција и пронос наноса по сливовима

| Име тока | Продукција наноса | | Пронос наноса | | Коефицијент ретенције Ru | Коефицијент ерозије Z |
|---------------|--|--|--|--|-----------------------------|--------------------------|
| | специф. | укупна | специф. | укупни | | |
| | W_{sp} $\text{m}^3 \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{god}^{-1}$ | W_{g} $\text{m}^3 \cdot \text{god}^{-1}$ | G_{sp} $\text{m}^3 \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{god}^{-1}$ | G_{g} $\text{m}^3 \cdot \text{god}^{-1}$ | | |
| Поломска река | 831 | 10010 | 393 | 4735 | 0,473 | 0,44 |
| Рогавска река | 721 | 6900 | 379 | 3643 | 0,528 | 0,42 |
| Богишка река | 515 | 2581 | 209 | 1050 | 0,407 | 0,35 |

5.8 Примена WaTEM/SEDEM модела у квантитативној и квалитативној процени губитака земљишта

5.8.1 Процена губитака земљишта

WaTEM/SEDEM је просторно дистрибутиван модел, и може се применити на сливовима различитих површина, од микросливова до сливова регионалног карактера и у различитим еколошким условима (Verstraeten et al., 2002, 2007; Van Rompaey et al., 2005; Van Rompaey et al., 2007; de Vente et al., 2007; Verstraeten и Prosser, 2008; Van Dessel et al., 2008; Dostal et al., 2010; Quijano et al., 2013; Bezak et al., 2015; Todosi et al., 2016; Borrelli et al., 2018).

Применом модела WaTEM/SEDEM, пре калибрације, извршена је процена интензитета ерозије у проучаваним микросливовима, коришћењем подлога са резолуцијом $20 \times 20 \text{ m}$. У сливу Поломске реке, укупна продукција ерозионог материјала у сливу износи 27604 тоне, на годишнем нивоу, тј. $22,93 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{god}^{-1}$ чиме је слив класификован као подручје деловања ерозије јаког интензитета, што је 2,6 пута више у односу на вредности добијене USLE моделом. Од ове количине, око 7720 тона се речним током изнесе из слива. У сливу Рогавске реке, вредности продукције ерозионог материјала на годишњем нивоу су такође

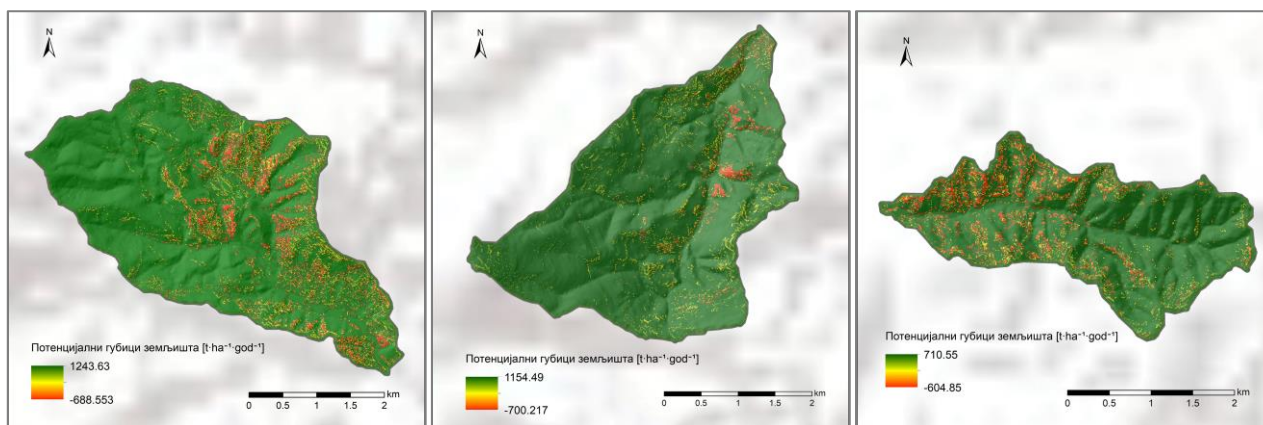
високе, и износе 15418 тона, тј. $16,06 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$. Ове вредности указују на умерену ерозију, а из слива се речним током изнесе око 6460 тона. У сливу Богишке реке, продукција ерозионог материјала се налази у категорији јаке ерозије са специфичном вредношћу од $24,71 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$, а укупно се продукује око 12400 тона на годишњем нивоу. Од тога, око 3260 тона се речним током пронесе из слива.

Високе вредности добијене WaTEM/SEDEM моделом, указују на изражене ерозионе процесе у проучаваним микросливовима. Како би модел могао оптимално да се користи за проучаване микросливе, као и за већу површину за коју се симулира процес ерозије, и за различиту просторну резолуцију, kT_c коефицијенти су калибрисани, тако да укључују утицај вегетационог покривача на резултат прорачуна транспортног капацитета. Од три микрослива, сливови Поломске и Богишке реке су узети за калибрацију kT_{Chigh} и kT_{Clow} вредности док је слив Рогавске реке коришћен за валидацију. У истраживањима (Van Rompaey et al., 2005; Van Rompaey et al., 2007; Alatorre et al., 2010), где је процес калибрације заснован на мереном наносу, оптимизацијом kT_{Chigh} и kT_{Clow} коефицијената, коришћена је константна вредност односа ова два коефицијента, која је усвојена и износи 3,33. За потребе дисертације, није коришћена константна вредност, већ је симулација рађена у великом броју комбинација. Симулација је подразумевала процену ерозионих интензитета за два микрослива, са свим комбинацијама kT_{Clow} вредности у опсегу од 0 до 10 и kT_{Chigh} вредности у опсегу од 0 до 20. Велики број симулација је омогућио проверу тачности модела, преко ME коефицијента, чија је оптимална вредност била 0,542 за параметре $kT_{\text{Chigh}} = 3,33$ и $kT_{\text{Clow}} = 1$, за вредност фактора $C = 0,2$. Средња вредност односа коефицијената kT_{Chigh} и kT_{Clow} је слична вредностима које се наводе у литератури (Van Rompaey et al., 2005; Verstraeten, 2006; Van Rompaey et al., 2007; Alatorre et al., 2010; Borrelli et al., 2018). Интензитет ерозије, применом WaTEM/SEDEM модела је приказан на слици 22.

Примена модела након калибрације, показује да продукција ерозионог материјала у сливу Поломске реке износи 3434 тоне на годишњем нивоу, и специфичном вредношћу од $2,85 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$. После калибрације, утврђено је да слив припада категорији веома слабе ерозије. У табели 72 приказане су категорије интензитета ерозије за слив Поломске реке, као и процентуално учешће сваке категорије.

Табела 72 – Резултати прорачуна интензитета ерозије применом WaTEM/SEDEM модела у сливу Поломске реке

| Категорија ерозије | Опсег | Средња вредност $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$ | Површина | |
|--------------------|---------|--|----------|------|
| | | | ha | % |
| Депозиција | | 58,9 | 204,3 | 17,0 |
| Веома слаба | 0 – 3 | 0,41 | 804,7 | 66,8 |
| Слаба | 3 – 10 | 5,80 | 74,8 | 6,2 |
| Умерена | 10 – 20 | 13,97 | 33,0 | 2,7 |
| Јака | 20 – 40 | 28,35 | 17,4 | 1,5 |
| Веома јака | > 40 | 151,51 | 69,8 | 5,8 |
| | | | 1204 | 100 |



Слика 22 – Продукција ерозионог материјала у сливовима Поломске, Рогавске и Богишке реке применом WaTEM/SEDEM модела

За слив Богишке реке, модел је калибрисан применом истих вредности коефицијената транспортног капацитета. Након калибрације, извршена је процена интензитета ерозије, применом WaTEM/SEDEM модела. Продукција ерозионог материјала у сливу износи 1157 тона на годишњем нивоу, са просечном вредношћу по јединичној површини од $2,3 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$, чиме се слив Богишке реке сврстава у категорију веома слабе ерозије. У табели 73 приказане су категорије интензитета ерозије за слив Богишке реке, као и процентуално учешће сваке категорије.

Табела 73 – Резултати прорачуна интензитета ерозије применом WaTEM/SEDEM модела у сливу Богишке реке

| Категорија ерозије | Опсег | Средња вредност $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$ | Површина | |
|--------------------|---------|--|----------|------|
| | | | ha | % |
| Депозиција | | 74,6 | 89,3 | 17,8 |
| Веома слаба | 0 – 3 | 0,3 | 322,3 | 64,4 |
| Слаба | 3 – 10 | 5,9 | 23,9 | 4,8 |
| Умерена | 10 – 20 | 14,1 | 11,6 | 2,3 |
| Јака | 20 – 40 | 29,1 | 10,9 | 2,2 |
| Веома јака | > 40 | 141,2 | 42,7 | 8,5 |
| | | | 502 | 100 |

WaTEM/SEDEM модел је након калибрације валидиран на сливу Рогавске реке. Моделом је добијена вредност од 1864 тоне ерозионог материјала који се продукује у сливу, са просечном вредношћу по јединичној површини од $1,94 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$, чиме се слив Рогавске реке сврстава у категорију слабе ерозије. У табели 74 приказане су категорије интензитета ерозије за слив Рогавске реке, као и процентуално учешће сваке категорије.

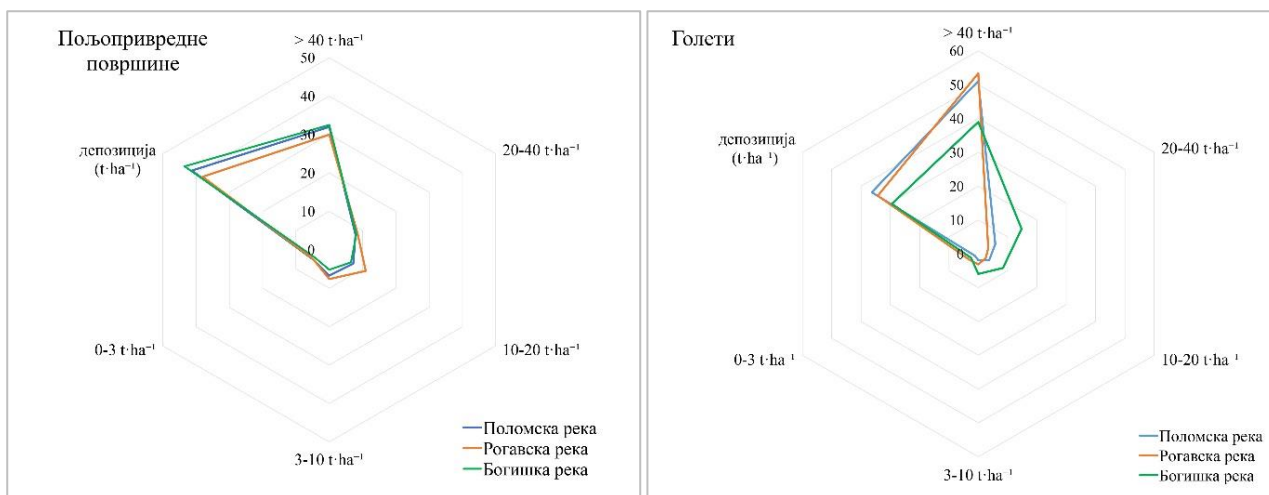
Табела 74 – Интензитет ерозије применом WaTEM/SEDEM модела у сливу Рогавске реке

| Категорија ерозије | Опсег | Средња вредност t·ha ⁻¹ ·god ⁻¹ | Површина | |
|--------------------|---------|--|----------|------|
| | | | ha | % |
| Депозиција | | 41,9 | 104,3 | 10,9 |
| Веома слаба | 0 – 3 | 0,4 | 761,9 | 79,4 |
| Слаба | 3 – 10 | 5,7 | 49,0 | 5,1 |
| Умерена | 10 – 20 | 13,9 | 17,9 | 1,9 |
| Јака | 20 – 40 | 27,8 | 5,5 | 0,6 |
| Веома јака | > 40 | 166,3 | 21,4 | 2,2 |
| | | | 960 | 100 |

Различите вредности односа губитака земљишта мерених и моделираних вредности јесу резултат различите просторне резолуције, али и површине сливова који се користе у процесу калибрације.

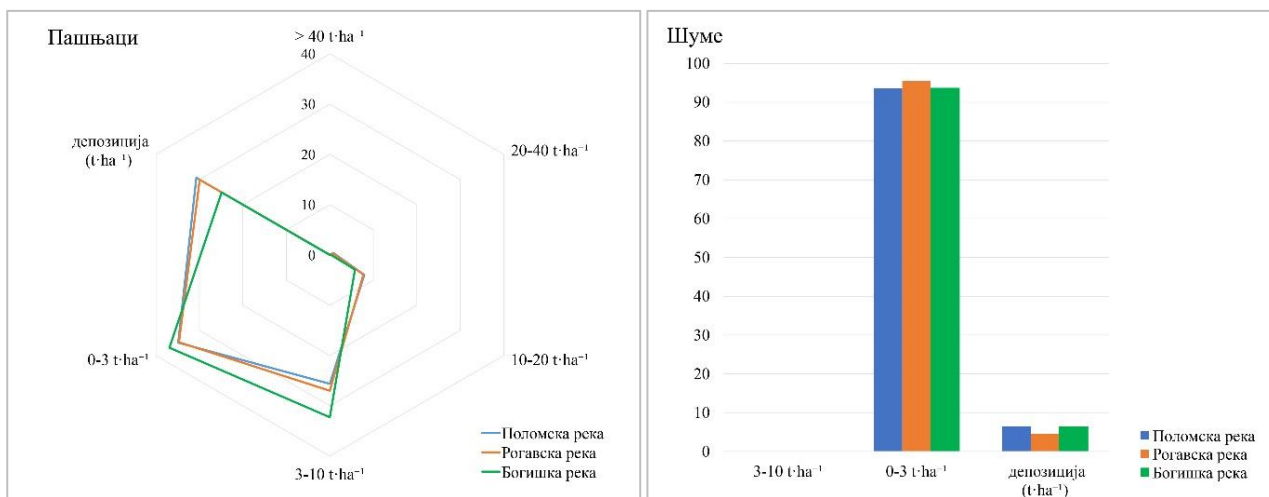
Ови резултати су нижи у односу на просечну вредност за Европу добијену WaTEM/SEDEM моделом која износи 4,62 t·ha⁻¹·god⁻¹ (Borrelli et al., 2018). Уколико упоредимо динамику ерозионих процеса према типу земљишта, укључујући само површине са активном ерозијом, процењени губици земљишта на пољопривредним површинама су 5 пута већи него на голетима, 14,37 пута већи него на пашњацима и 53,62 пута већи него на површинама под шумским екосистемима. Ове вредности се у извесној мери потврђују са вредностима на европском нивоу, према коме су губици земљишта на површинама под шумама и површинама са другим типом вегетације, 40 односно 20 пута мањи у односу на ерозионе процесе на пољопривредним површинама (Borrelli et al., 2018). У оквиру проучаваних микрослива, највећи однос губитака земљишта према начину коришћења земљишта је у сливу Богишке реке, затим Поломске и Рогавске реке. Резултати потенцијалних губитака земљишта након калибрације су у рангу вредности према истраживањима других аутора: 4,41 t·ha⁻¹·god⁻¹ (Van Rompaey et al., 2002), између 0,52 и 5,09 t·ha⁻¹·god⁻¹ (Dostal et al., 2010), између 0,3 и 7,4 t·ha⁻¹·god⁻¹ (Beyak et al., 2015), просечно за слив 7,81 t·ha⁻¹·god⁻¹ и 0,036 t·ha⁻¹·god⁻¹ за шуме и 0,053 t·ha⁻¹·god⁻¹ за пашњаке (Todosi et al., 2016). На територији Србије, вредности губитака земљишта применом WaTEM/SEDEM модела су у различитим опсезима, од 1 t·ha⁻¹·god⁻¹ (Радоњић, 2018), од 1 t·ha⁻¹·god⁻¹ до > 50 t·ha⁻¹·god⁻¹ на сливовима на територији града Београда (Триван, 2018) и 18,23 t·ha⁻¹·god⁻¹ (Perović, 2015).

На графицима 26, 27, 28 и 29 приказане су упоредне вредности губитака земљишта према категоријама, за поједине начине коришћења земљишта. Према WaTEM/SEDEM моделу, на највећем делу пољопривредних површина се одвија депозиција покренутог наноса, за сва три микрослива. Међу микросливовима, најизраженији је слив Богишке реке. Иако се на преко 30 % пољопривредних површина сва три микрослива одвија ерозија највећег интензитета, слив Богишке реке се издваја највећим процентом учешћа категорије јаке и веома јаке ерозије у оквиру целог слива (10,7 %). У оквиру површина слабо обрадних вегетацијом, најинтензивнија ерозија се одвија у сливу Рогавске и Поломске реке, на преко 50 % голети.



Графици 26 и 27 – Упоредне вредности губитака земљишта за пољопривредне површине и голети према датим категоријама

На површинама под пашњацама и природним травњацама, доминантни процеси ерозије интензитета до 10 t·ha⁻¹, процентуално се највише одвијају у сливу Богишке реке, док интензивнијих ерозионих процеса има на мање од 10 % површине слива. На око 30 % површине овог начина коришћења земљишта, одвија се таложење покренутог материјала, у сливу Поломске и Рогавске реке. На површинама под шумским екосистемима, на преко 90 % се одвијају процеси врло слабе ерозије, у мањем обиму је присутна депозиција, док јачих ерозионих процеса и нема.



Графици 28 и 29 – Упоредне вредности губитака земљишта за пашњаке и шуме према датим категоријама

Повећањем површина под пољопривредним земљиштем, повећава се и количина ерозионог материјала који се продукује као и наноса који се транспортује и износи из слива. На око 80 % пољопривредних површина широм света су присутни јаки или екстремни ерозионих процеси, при чему нанос повећава не само мутноћу воде него и концентрацију полутаната

(Chuenchum et al., 2019). Међутим, важан аспект чини нагиб тих површина као и укупна површина слива. Да би се ова хипотеза показала тачном, неопходан је већи број сливова на којима је мерен пронос наноса. Међутим, нанос је мерен на три микрослива, и тиме су за одређивање регресионог модела (график 30) у дисертацији коришћене вредности проноса наноса за 19 сливова у оквиру слива Расине, које су добијене применом WaTEM/SEDEM модела након калибрације.

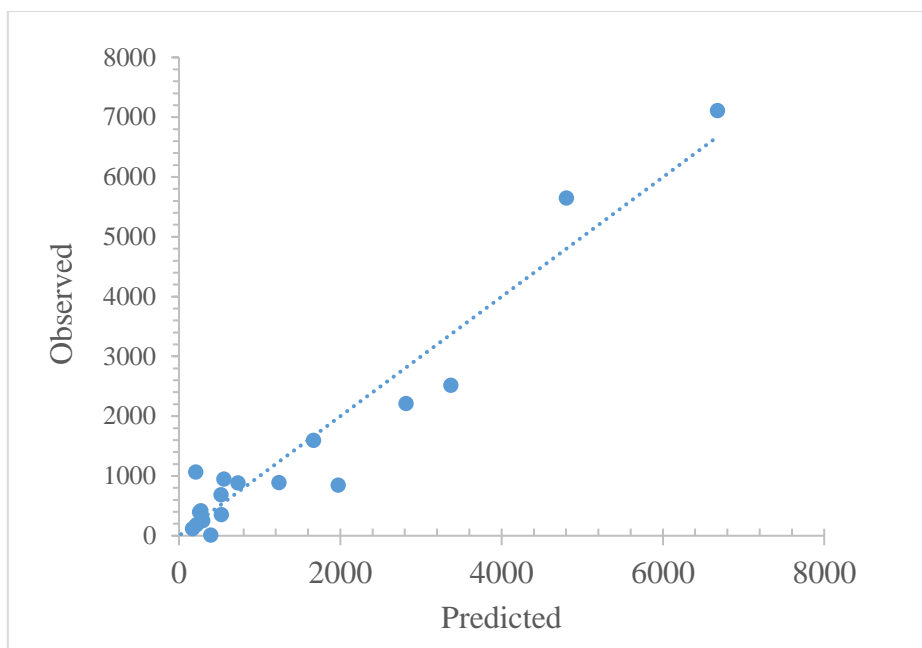


График 30 – Регресиони модел проноса наноса у сливу Расине

Применом вишеструке регресије, показало се да на количину наноса која се транспортује из слива, највећи утицај имају пољопривредне површине које се налазе на нагибу > 25 %, као и величина самог слива. Регресиони модел описује 92,5 % понашања варијабли, на нивоу значајности од 95 % (P-вредност = 0,0000):

$$\text{Sediment output river} = -344,89 + 7,28 \times \text{agro25slope} + 0,121 \times \text{Area}$$

где је *Sediment output river* (*t*) – количина наноса која се изнесе из слива, *agro25slope* – површина под пољопривредним земљиштем на > 25 % нагиба (*ha*), а *Area* – површина слива (*ha*).

Овде такође треба узети у обзир и утицај падавина на површински слој пољопривредних површина, тј. интензитет падавина. Истраживања показују да само мањи број интензивних пљускова и ерозионих догађаја током хидролошке године продукује највећи део седиментног протока са пољопривредних сливова. Тако резултати (Lana-Renault и Regüés, 2009) показују да 75 % седиментног флуksа се продукује у свега 15 % ерозионих догађаја. Према Estrany et al. (2009), 90 % седиментног флуksа се догоди у свега 0,13 % периода

осматрања. Такође, према Nu-Fang et al., (2011), 90 % наноса који се током једне хидролошке године продукује и транспортује у речни ток, је последица само 9 ерозионих догађаја, а Patault et al., (2019), у својим резултатима наводе продукцију 40 % укупног наноса од само 6 изражених ерозионих догађаја. С обзиром на хетерогеност у распореду падавина у целом сливу Расине, закључује се да се пољопривредна површина као фактор не може изоловати, и бити аргумент ad hoc.

Таложење наноса у сливу, може да се посматра и преко параметра SDR који представља количину продукованог наноса који се не задржава у сливу, у односу на укупну количину наноса која се продукује. Концепт овог параметра је да се процени пронос наноса жељеног локалитета за који не постоје мерења (Zheng et al., 2014). За слив Поломске реке, овај параметар износи 0,0768 тј. око 7,68 % продукованог наноса се не задржава у сливу. Рогавска река се карактерише мањим процентом, и он износи 4,87 % док Богишка има 5,42 % наноса који се износи из слива. За проучаване сливове на европском нивоу (Borrelli et al., 2018), процењени губици и пронос наноса према WaTEM/SEDEM моделу, дали су просечну вредност SDR-а од 15,3%. Међутим, овај параметар не треба поредити међу сливовима, с обзиром на то да на њега утичу бројни фактори, почев од фактора који улазе у прорачун губитака земљишта. Велики сливови ће углавном имати ниске вредности овог параметра у односу на мање сливове, због процентуално већих површина, на којима ће се део наноса депоновати или деловати као препрека у процесу транспорта (Zheng et al., 2014; Bezek et al., 2015; Ollivier et al., 2017; Santos et al., 2017; Nguyen и Chen, 2018; Hlavčová et al., 2018; Wang et al., 2018). Параметри унутар слива који утичу на вредност овог односа јесу сливна површина, начин коришћења земљишта, механичка својства земљишта, густина речне мреже, топографија, близина речног тока, као и порекло покренутог наноса (USDA, 1972; De Rosa et al., 2016).

У табели 75 су приказане средње вредности губитака земљишта применом USLE, MPE и WaTEM/SEDEM модела. Из табеле се види велико одступање вредности добијених применом WaTEM/SEDEM модела, пре и после калибрације, као и у односу на вредности из друга два модела. Вредности WaTEM/SEDEM модела осликавају резултат калибрације и валидације k_{tc} параметара, како је наглашено у овом и у поглављу 5.8.4, док вредности USLE и MPE модела представљају резултат некалибрисаних и невалидираних параметара на проучаваним микросливовима. Узимајући у обзир чињеницу да се WaTEM/SEDEM модел базира на RUSLE методологији, овакви резултати само показују да не постоји хармонизација између модела, и да су неопходна стална мерења, калибрација и валидација, како у просторном тако и у временском смислу.

Табела 75 – Упоредни приказ вредности губитака земљишта применом различитих модела

| Име тока | USLE | MPE | WaTEM/SEDEM | |
|----------------------------------|------|------|-----------------|-------------------|
| | | | Пре калибрације | После калибрације |
| $t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$ | | | | |
| Поломска река | 8,68 | 9,97 | 22,93 | 2,85 |
| Рогавска река | 6,5 | 8,65 | 16,06 | 1,94 |
| Богишка река | 6,39 | 6,18 | 24,71 | 2,3 |

5.8.2 Дистрибуција штетних микроелемената

Првобитна верзија WaTEM/SEDEM модела није садржала модул прорачуна дистрибуције, тј. покретања и таложења неких микроелемената и фосфора. У оквиру модула, истовремено се симулирају ерозиони процеси, укључујући и микроелементе и фосфор, њихова редистрибуција наносом и депозиција, узимајући у обзир фактор обогаћења земљишта.

Током транспорта, метали се везују за честице глине и праха, а депонују се у природним удубљењима или на нижим, заравњеним деловима речних долина или се транспортују каснијим ерозионим процесима (Jerker et al., 2017). Уска повезаност метала са прахом, глином и органском материјом у наносу наводи на то да се обогаћење металима као и транспорт фосфора, углавном дешавају током ерозионих процеса слабијег интензитета, (Quinton и Catt, 2007). Микроелементи у површински отицај доспевају са површине земљишта или из површинских слојева земљишта, депоновани са виших падина, десорпцијом и растварањем различитих форми у чврстој фази земљишта, депозицијом из атмосфере и њеним мешањем са земљишним раствором (Ramireddygarı et al., 2020). Насупрот другим полутантима, ови елементи нису биодеградабилни, те имају велики еколошки значај (Pardo et al., 1990). Иако нанос игра улогу потенцијалног извора загађења, штетни микроелементи нису трајно везани за честице наноса, већ у зависности од промена услова животне средине (рН, редокс потенцијал или присуство органских хелатних једињења), могу се отпустити у водени ток (Förstner, 1985). Као и у земљишту, главни механизми акумулације штетних микроелемената у наносу, указују на постојање 5 категорија доступних форми микроелемената, чија ремобилизација зависи од промена услова средине, тако да укупне количине елемената у наносу не дају комплетну слику о биодоступности (Pardo et al., 1990).

Модел WaTEM/SEDEM приказује просторни распоред нето продукције појединих микроелемената у $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$. У сливу **Поломске реке**, концентрација **Zn** која се транспортује низ падине иде до $4202,02 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$, а просечно се у сливу премешта око $7,79 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$ (прилог 7а). Процес редистрибуције и покретања Zn највише је заступљен на голетима и деградираним површинама, са вредностима $> 300 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$, док је депозиција овог метала заступљена на равнинама и речним терасама, са којих се каснијим деловањем ерозионих процеса транспортује до хидрографске мреже.

У редуccionим условима, поједини елементи (Fe и Mn, и полутанти попут As, Cd, Cr, Mo, Ni и Zn) могу бити отпушени из чврсте фазе у земљишни раствор (Ciszewski и Grygar, 2016). Мада се мобилне фракције микроелемената не транспортују једноставно у водне токове и сам процес се не може квантификовати (Schultz-Zunkel и Krueger 2009), концентрација Zn се у сливу Поломске реке повећава у смеру земљиште \rightarrow вучени нанос \rightarrow суспендовани нанос, при чему су концентрације Zn у суспендованом наносу ближе максимално дозвољеним концентрацијама.

У сливу **Рогавске реке**, према WaTEM/SEDEM моделу, просечно се ерозионим процесима премешта $11,05 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$ овог елемента, док максималне вредности иду до $6095 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$ а таложи се до $18022 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$. Најинтензивнији процес дистрибуције тј. померања и премештања **Zn** се дешава на површинама са развијеним ерозионим процесима (прилог 7б).

Упоређујући концентрације **Zn** у сливу Рогавске реке, најниже вредности су у вученом наносу, док прекорачења чак и ремедијационе вредности има у суспендованом наносу.

У сливу **Богишке реке**, концентрације **Zn** у суспендованом наносу скоро увек прекорачују граничне вредности, а применом модела се добијају резултати који говоре да се на падинама слива просечно премешта око $0,72 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$ са распоном вредности између 0 и $1758 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$ и таложењем концентрација до $2339 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$ (прилог 7в).

Вредности индекса загађења **Zn** у појединим профилима земљишта (3,08 %) показују умерени степен обогаћења услед антропогеног утицаја. Такође, током летњих месеци, геоакумулациони и појединачни индекс загађења, као и фактор обогаћења, показују блажи облик контаминације у суспендованом наносу. Иако је највећи проценат укупних концентрација **Zn** у резидуалној фракцији ($\Phi_5 = 62,6 \%$), треба напоменути да у редуccionим условима, **Zn** везан за **Fe** и **Mn** хидроксиде ($\Phi_3 = 23,74\%$) може прећи у мобилне форме (Ciszewski и Grygar, 2016). Ови резултати показују да поред природног порекла, одређени удео у контаминацији земљишта, а тиме и наноса, има и антропогена активност у сливу, пре свега са пољопривредних површина а потом и аерозагађење (Quinton и Catt, 2007; Zhang et al., 2020).

У литератури се наводе различите концентрације **Zn** у наносу: $45,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Ciszewski, 2001), $49,4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Milenkovic et al., 2005), $191 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Karbassi et al., 2007), $192 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Tang et al., 2014), $118-299 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Copaја et al., 2016), $51,5-445,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Chernova et al., 2015). Такође, на подручју Србије, измерене су концентрације **Zn** у вученом наносу следећих река: Расина ($174-190 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Блаташница ($181 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Ибар ($182-1635 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Јошаница ($197-290 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Моравица ($135-1725 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Рашка ($124-345 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Скрапеж ($166-260 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Чемерница ($92-1465 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Ђетиња ($160-300 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) (Извор: Агенција за заштиту животне средине), а распони вредности у другим сливовима су: $27-2758 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ у сливу Великог Тимока, $36-1462 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ у сливу Дунава, $62-880 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ у сливу Тисе, $81-862,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ у сливу Саве, $104-840 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ у сливу Велике Мораве, $92-1725 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ у сливу Западне Мораве, $30-1356 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ у сливу Јужне Мораве (SEPA, 2019).

Површински отицај у сливу **Поломске реке**, просечно помера $2,34 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$ **Cu**, док се максимално покреће и до $1170,56 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$ у површинском слоју земљишта. Процес измештања **Cu** прати интензивне ерозионе процесе, тако да су измештања највећег интензитета на голетима, и површинама са великим нагибом (прилог 8а). С обзиром на повезаност микроелемената са честицама глине и праха, као и то да се највише метала измешта током ерозионих процеса слабијег интензитета (Quinton и Catt, 2007), највише концентрације свих проучаваних штетних микроелемената су измерене у суспендованом наносу.

У сливу **Рогавске реке** (прилог 8б), **Cu** се премешта у распону од $1949,35 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$ колико се активно транспортује низ падине, до $6111,95 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$, колико се исталожи и остане у сливу. Просечна вредност дистрибуције овог елемента је $3,5 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$, што је значајно више у односу на средњу вредност из слива **Богишке реке** ($0,22 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$) (прилог 8в). Иако се слив Богишке реке одликује значајним учешћем пољопривредних површинама, и високом средњом вредношћу пада терена у сливу, вредности редистрибуције **Cu** се крећу у мањем опсегу у односу на друга два слива, са максималних $590,72 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$. Међутим, како наводе Borg и Johansson (1989), мобилност **Cu** је у вези са транспортом органске

материје за коју се овај елемент везује (значајна корелација за земљишта у сливу Расине), што може бити разлог повишених концентрација у суспендованом наносу, које у осматраном периоду нису имале утицаја на контаминацију наноса. Perović (2015) наводи вредност од просечних $0,3 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ овог елемента на сливу акумулације Првонек. У појединим деловима Србије измерене су следеће вредности овог елемента у наносу: на Дунаву код Смедерева $23,9 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, код Рама $36,8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, код Великог Градишта $41,0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, код Доњег Милановца $45,3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, код Текије $57,6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, код Кладова $31,6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ и код Радујеваца $17,8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Milenkovic et al., 2005). У Србији, концентрације бакра у речном наносу су се кретале у различитом опсегу: слив Тисе од $13\text{--}338,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, слив Тимока у распону $5\text{--}14260 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (SEPA, 2019), Расина ($42\text{--}52 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Блаташница ($49 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Ибар ($25\text{--}5398 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Јошаница ($27\text{--}63 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Моравица ($29,2\text{--}58 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Рашка ($26\text{--}390 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Скрапеж ($16,9\text{--}25 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Чемерница ($25\text{--}55 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Ђетиња ($36\text{--}298 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) (SEPA, 2014).

Pb се највише измешта на падинама слива **Поломске реке** (прилог 9а), максимално $2696 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$, са просеком од $4,2 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$, затим у сливу **Рогавске реке** (прилог 9б), до $3581 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}$ на годишњем новоу, са просеком од $2,64 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$. Најмање премештања према моделу WaTEM/SEDEM, има у сливу **Богишке реке** (прилог 9в), са просечних $0,23 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$. У наносу неких река у Србији, измерене су следеће концентрације: слив Тимока ($6\text{--}414 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), слив Саве ($6\text{--}406,1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), слив Западне Мораве ($10\text{--}316,1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) (SEPA, 2019), Расина ($42\text{--}52 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Блаташница ($49 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Ибар ($12\text{--}607,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Јошаница ($20\text{--}36 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Моравица ($30,8\text{--}278 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Рашка ($15\text{--}40 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Скрапеж ($20\text{--}40,4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Чемерница ($32\text{--}272 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Ђетиња ($20\text{--}43 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) (SEPA, 2014).

У сливу акумулације Првонек, просечно се измешта око $0,55 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$ овог елемента (Perović, 2015). У проучаваним микросливовима, садржаји олова у земљишту нису имали утицаја на контаминацију суспендованог и вученог наноса, јер су концентрације **Pb** у земљишту биле испод граничне вредности ($85 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) током периода осматрања, а фактор мобилности $8,52 \%$, што наводи на закључак да је олово природног порекла.

Ni и **Cr** су елементи који у горњем делу слива Расине (Поломска и Рогавска река) (прилози 10а, 10б, 11а и 11б), због геолошке подлоге, често прекорачују максимално дозвољене концентрације, не само у земљишту, већ и у вученом и у суспендованом наносу. Процес ерозије и површински отицај у ова два микрослива утичу на покретање и транспорт ових микроелемената до хидрографске мреже. Низ падине слива **Поломске реке**, WaTEM/SEDEM модел показује да се просечно размешта око $1,49 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$ **Ni**, мада вредности иду и до $26871 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$, док у сливу **Рогавске реке** просечна вредност је већа и износи $2,88 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$. Иако у сливу **Богишке реке** нема геолошке подлоге која би садржала веће концентрације **Ni**, средња вредност редистрибуције овог елемента износи $4,11 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$ (прилог 10в), са повећањем концентрације у смеру смеру земљиште → вучени нанос → суспендовани нанос, што може указати на велику мобилност и лакше отпуштање из чврсте фазе у земљишни раствор (Ciszewski и Grygar, 2016). Слична својства у редукционим условима показује и **Cr**, са највећим концентрацијама у суспендованом наносу, иако у сливу **Богишке реке** (прилог 11в), нема прекорачења граничне вредности. Измештање овог елемента у површинским слојевима земљишта и његова дистрибуција низ падине проучаваних микрослива се креће у следећим просечним вредностима: слив **Поломске реке** $0,69 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$ (прилог 11а), слив **Рогавске реке** са просечном вредношћу од $1,92 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$ (прилог 11б), и највеће измештање на падинама слива **Богишке реке**

(прилог 11в), са просечном вредношћу од $2,72 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$. Индекси показују да постоји потенцијални ризик од контаминације земљишта, вученог и суспендованог наноса за Ni и Cr у Поломској и Рогавској реци, са просечним фактором мобилности за Ni – 9,39 % и Cr – 1,26 %. У овим микросливовима, концентрације Ni и Cr су искључиво геолошког порекла. У сливу Богишке реке, концентрација Ni прекорачује граничну вредност и у вученом и у суспендованом наносу, и у једном профилу земљишта, отвореном у засаду малине, што указује на утицај пољопривредних активности.

У истраживањима која су обављена у Србији, као и редовним мерењима квалитета наноса, вредности Ni су: на подручју слива акумулације Првонек, просечно се измешта око $0,55 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$, а у наносу Јужне Мораве распон је од $21,4\text{--}188 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, у наносу Дунава у распону од $17\text{--}190 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, у наносу Тимока овај елемент има вредности од $6\text{--}78 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, у наносу Саве је $22\text{--}221 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, Велике Мораве од $32\text{--}128 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, и Западне Мораве $20\text{--}980 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (SEPA, 2019). У другом река, вредности се крећу: у наносу Ђетиње, између 90 и $98 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, у наносу Ибра $62\text{--}370 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, у наносу реке Расине на различитим локалитетима узорковања $90\text{--}248 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, у Јошаници $29,2\text{--}70 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, у Моравици $63,3\text{--}188 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, у Рашки $37\text{--}145 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, у Скрапежу $55\text{--}97,8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, у Чемерници $230\text{--}980 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (SEPA, 2014). У наносу Дунава, на потезу од Смедерева до Радујевца, вредности никла се крећу у распону од 23,7 до $116,4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Сличан распон вредности показује и Cr на истим локалитетима узорковања ($30,6\text{--}112,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) (Milenkovic et al., 2005). Вредности Cr у наносу Јужне Мораве, делу слива Дунава, Тимока, Саве, Западне Мораве су у следећем распону: $6,8\text{--}215 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, $12,3\text{--}184 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, $6\text{--}210 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, $10,5\text{--}192 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, $8,1\text{--}400 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (SEPA, 2019). У наносу река мањих сливова, Cr не показује већа одступања: Ђетиња ($74\text{--}135 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Ибар ($57,4\text{--}332 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Расина ($170\text{--}243 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Јошаница ($18,4\text{--}85 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Моравица ($35,2\text{--}180 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Рашка ($38\text{--}102 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Скрапеж ($13,7\text{--}63 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Чемерница ($212\text{--}400 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) (SEPA, 2014).

Микроелементи попут Cd и Hg нису есенцијални и потенцијално су веома токсични (Adriano, 2001; Ali et al., 2019). Симулацијом ерозионих процеса помоћу модела WaTEM, вредности ових елемената који се премештају низ падину и доспевају у речни ток, разликују се, међу проучаваним микросливовима. У сливу **Поломске реке**, просечна вредност редистрибуције Cd је $0,11 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$ (прилог 12а), у сливу **Рогавске реке** $0,015 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$ (прилог 12б), а у сливу **Богишке реке** $0,002 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$ (прилог 12в). У проучаваним микросливовима нема прекорачења граничне вредности Cd у суспендованом и вученом наносу, иако висока просечна вредност фактора мобилности у сливу Расине (MF = 68,11 %) показује да се Cd у земљишту налази углавном као адсорбован или везан за карбонате. Такође, Cd у проучаваним земљиштима нема у оквиру резидуалне фракције, док се у појединим профилима са ниским вредностима фактора мобилности јавља највише везан за Fe и Mn хидроксиде. Оксиди Fe и Mn после дужег присуства у наносу, могу се трансформисати у једињења стабилне кристалне структуре, чиме се штетни микроелементи могу потпуно везати (Namieśnik и Rabajczyk, 2010). Исти аутори наводе да, иако је Cd сличан Zn по геохемијским својствима, мобилнији је у већини природних екосистема и присутан у великим концентрацијама у базичним магматским стенама и шкриљцима. Ово потврђују просечне вредности концентрација Cd у вученом и суспендованом наносу, али и вредности дистрибуције овог метала из WaTEM/SEDEM модела за сливове Поломске и Рогавске реке. У Србији, следеће вредности кадмијума су измерене у наносу река: у сливу Западне Мораве $0,1\text{--}61,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, у наносу Јужне Мораве

0,2-41,3 mg·kg⁻¹, у наносу Тимока 0,3-7,3 mg·kg⁻¹ (SEPA, 2019), у наносу Ђетиње (0,5-1,5 mg·kg⁻¹), Ибра (0,5-121,82 mg·kg⁻¹), Расине (0,32-0,5 mg·kg⁻¹), Јошанице (0,1-0,5 mg·kg⁻¹), Моравице (0,23-9 mg·kg⁻¹), Рашке (0,5-1,2 mg·kg⁻¹), Скрапежа (0,17-3,78 mg·kg⁻¹), Чемернице (0,5-8,5 mg·kg⁻¹) (SEPA, 2014). На Дунаву, од Смедерева до Радујевца, вредности кадмијума су у распону од 2,12 до 4,03 mg·kg⁻¹ док су вредности живе на истим локацијама узорковања биле у просеку од 0,06 до 0,3 mg·kg⁻¹ (Milenkovic et al., 2005).

Hg у наносу река је била у распону 0,1-0,6 mg·kg⁻¹ (SEPA, 2014). У вученом наносу проучаваних микросливова, Hg је у границама дозвољених вредности, док је у суспендованом наносу **Поломске реке** у 50 % узорака концентрација изнад граничних 0,3 mg·kg⁻¹ као и у једном узорку наноса **Рогавске реке** (прилози 13а, 13б и 13в). Такође, геоакумулациони индекс и фактор обogaћења наноса указују на мобилност Hg. Акумулација Hg углавном зависи од падавина и формирања органских једињења, те су процеси разлагања као и биолошка и хемијска деградација органометалних једињења фактори који утичу на мобилност живе (Kabata-Pendias, 2011).

Примена WaTEM/SEDEM модела, показала је разлике у количини проучаваних микроелемената који се са наносом изнесу из проучаваних микросливова, према вредностима из модела и према просечним концентрацијама мереним у наносу. Разлике су приказане на графицима у прилогу 14а, 14б и 14в. У сва три микрослива, највеће разлике показале су се у концентрацијама Ni и Cr. Најмање разлике су код Zn Поломске и Рогавске реке (до 1,5 пута ниже вредности), затим Pb у Рогавској и Богишкој реци (до 1,66 пута више вредности), код Cd Поломске реке (1,15 пута ниже вредности) и код Hg у Богишкој реци (1,06 пута виша вредност).

Према моделу, из слива Расине, годишње се са наносом у језеро Ђелије просечно унесу следеће количине проучаваних микроелемената: 4,6 t Zn; 3,18 t Cu; 0,54 t Pb; 0,93 t Ni; 0,63 t Cr; 0,0029 t Cd и 0,0018 t Hg.

5.8.3 Примена калибрисаног WaTEM/SEDEM модела на подручје слива реке

Расине

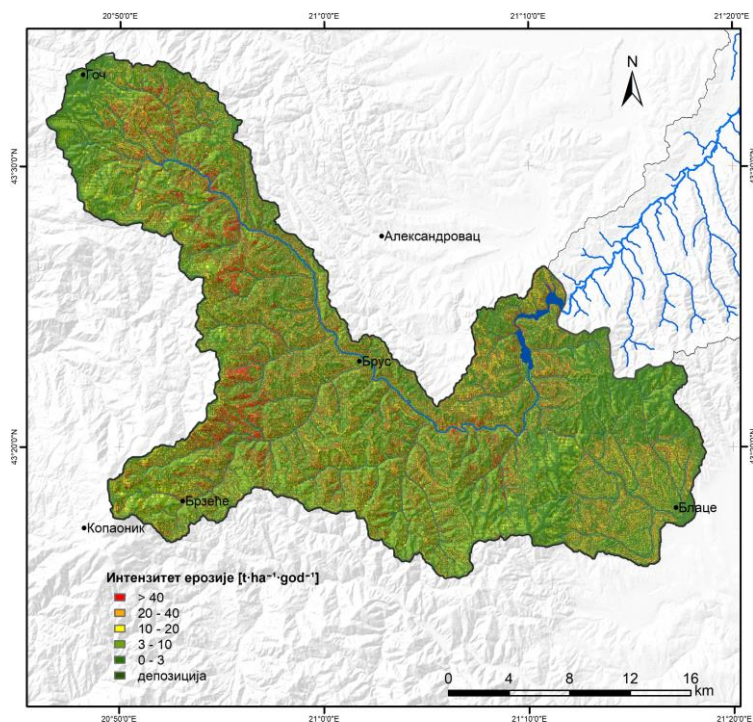
WaTEM/SEDEM је модел који је примењен на сливове од неколико хектара до 2000 km², различитих еколошких карактеристика (Van Rompaey et al., 2005; de Vente et al., 2007; Verstraeten et al., 2007; Verstraeten и Prosser, 2008; Van Dessel et al., 2008; Todosi et al., 2016; Borrelli et al., 2018). Међутим, калибрација и валидација модела на мањим површинама не задовољава потребу касније примене на сливовима регионалног или глобалног карактера, или на истим површинама различите просторне резолуције. Повећањем просторне резолуције улазних параметара за исту површину, или повећањем површине на коју се примењује модел, повећавају се и вредности проноса наноса, а тиме и вредности годишњих губитака (Van Rompaey et al., 2001). Применом модела WaTEM/SEDEM на слив Расине, добијени резултати су приказани у табели 76 и на слици 23.

Табела 76 – Примена WaTEM/SEDEM модела на слив Расине

| Категорија ерозије | Опсег | Средња вредност $t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$ | Површина km^2 | % |
|--------------------|---------|---|--------------------|-------|
| Депозиција | | 85,65 | 116,68 | 19,1 |
| Веома слаба | 0 – 3 | 1,38 | 228,35 | 37,4 |
| Слаба | 3 – 10 | 5 | 139,16 | 22,8 |
| Умерена | 10 – 20 | 14,40 | 27,35 | 4,5 |
| Јака | 20 – 40 | 29,08 | 29,74 | 4,9 |
| Веома јака | > 40 | 125,61 | 68,72 | 11,3 |
| | | | 610,00 | 100,0 |

У сливу Расине, средња вредност губитака земљишта је $15,28 t \cdot ha^{-1} \cdot god^{-1}$, чиме се цео слив сврстава у категорију ерозије умереног интензитета. Највећи проценат површине слива припада категоријама веома слабе и слабе ерозије, што је у сагласности са вредностима појединачних микрослива проучених у овој дисертацији. На око 20 % површине слива Расине, долази до депозиције покренутог материјала.

Применом модела на слив Расине, симулирана је дистрибуција неких штетних микроелемената. График 31 приказује процентуално учешће површине слива на којој се одвија редистрибуција неких микроелемената према одређеним вредностима.



Слика 23 – Продукција ерозионог материјала у сливу Расине применом WaTEM/SEDEM модела

Највећи проценат површине слива Расине је карактеристичан по умереној дистрибуцији микроелемената, чије се концентрације најчешће налазе испод граничних вредности.

Депозиција проучаваних микроелемената се дешава на око 7,4 до 22,32 % површине слива, док се према моделу, транспорт микроелемената са концентрацијама изнад ремедијационих вредности одвија на 1,5 % површине слива (Pb, Cr, Cd, Hg). Транспорт Zn, Cu и Ni са вредностима изнад ремедијационих се дешава на површинама у распону од 9,3 и 15,37 %. Ови резултати у извесној мери потврђују одређени степен загађења, како у земљишту тако и наносу. Просторни приказ редистрибуције микроелемената дат је у прилозима 15а-15е.

Један од опционих улазних параметера у WaTEM/SEDEM моделу јесте хидрографска мрежа, која даје могућност прорачуна количине штетних микроелемената која се изнесе из слива у низводне токове или акумулације. График 32 приказује вредности укупних количина штетних микроелемената које се износе из проучаваних микрослива.

У сливовима Поломске и Рогавске реке заступљена су хумусно-силикатна земљишта на различитим геолошким подлогама. Једна група је на серпентину и базичним стенама, друга је на граниту, гранодиориту и кварцлатиту, а трећа на шкриљцима и гнајсу. С друге стране, највећи део слива Богишке реке чине еутрична смеђа земљишта, са мањим процентом хумусно-силикатних земљишта у врху слива и алувијалним змљиштима у нижим деловима слива, непосредо на ушћу реке у језеро. Наводи се да миграција штетних микроелемената у највећој мери зависи од типа земљишта и да постоји јака корелација између типа земљишта и водно-растворивих форми метала (Qiao et al., 2017; Bakshi et al., 2018) али и начина коришћења земљишта са којих се одређена количина наноса продукује и одлази у речни ток или се депонује у самом сливу (Suresh, 2000; Kostadinov et al., 2012; Lintern et al., 2017; Mohammadi et al., 2019).

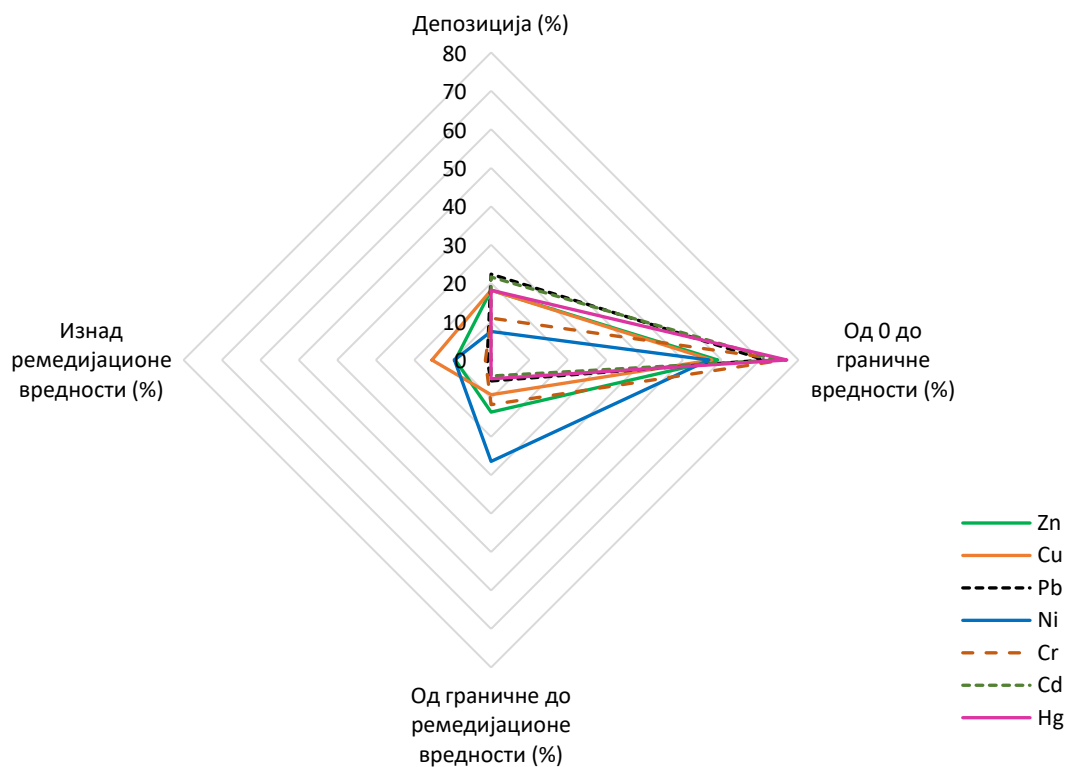


График 31 – Дистрибуција проучаваних микроелемената према карактеристичним вредностима примене модела WaTEM/SEDEM на подручју слива Расине

Уколико се упореде укупне количине микроелемената које се на годишњем нивоу износе из проучаваних микрослива, највише цинка, бакра, олова, хрома, кадмијума и живе се износе из слива Рогавске реке, док се највеће количине никла износе из слива Поломске реке, незнатно више у односу на Рогавску реку. Међутим, уколико се упореде специфичне вредности, по јединичној површини, највише цинка, бакра и кадмијума се износе из слива Богишке реке, док се из слива Рогавске реке највише износе олово, никл, хром и жива. Ови резултати се у извесној мери слажу са измереним просечним концентрацијама наноса по микросливовима. Слив Рогавске реке се карактерише највишим просечним концентрацијама Zn, Ni, Cr и Cd у суспендованом наносу, затим у наносу Поломске реке највиши је садржај Pb, док је суспендовани нанос Богишке реке карактеристичан по највишим просечним концентрацијама Cu и Hg. Значајне количине појединих микроелемената везаних за нанос могу доспети до акумулација (Kostadinov et al., 2002) међу којима 0,11 kg Cd, 1,1 kg Cu, 1,9 kg Pb и 2,6 kg Zn, са еутричних и дистричних хумусно-силикатних и дистричних смеђих земљишта. Према Ђоровићу et al. (2001), просечне количине Pb, Cd, Cu и Zn које се износе из слива Јасенице су процењене на 5980; 5,66; 685,13 и 6546,64 kg на годишњем нивоу. Концентрације појединих микроелемената у наносу често могу да буду значајно више у односу на садржај у земљишту или матичној подлози, чак и до 13,5 пута, што је у уској вези са ерозионим процесима, као и са својствима земљишта, односно типом земљишта (Quinton и Catt, 2007). Из слива Богишке реке, са еутричних смеђих земљишта и еутричних и дистричних хумусно-силикатних земљишта, у нанос допевају Zn и Cu који прекорачују граничне вредности, иако у земљишту има и до 15 пута мање Zn и 21,8 пута мање Cu.

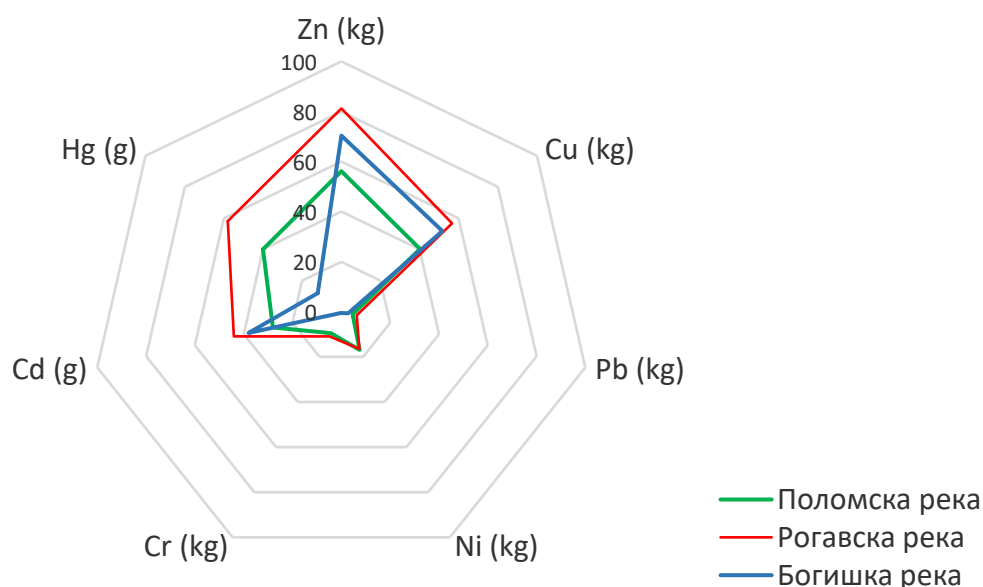


График 32 – Количина штетних микроелемената које се износе из проучаваних микрослива применом WaTEM/SEDEM модела на подручју слива Расине

Садржај органске материје из проучаваних земљишта слива Расине се подудара са моделским подацима за 2016. годину (Yigini и Panagos, 2016). Такође, највеће

концентрације Pb, добијене из WaTEM/SEDEM модела покрећу се тамо где је већи садржај органске материје, управо због способности везивања (Kadović и Knežević, 2002). У хумусно-силикатним земљиштима Поломске и Рогавске реке концентрације Pb су и до 33 пута мање у односу на садржаје у наносу. У сливу Богишке реке однос је мањи, јер се из слива, на коме доминирају еутрична смеђа земљишта, у нанос дистрибуира око 17 пута више Pb. Упоредјујући дистрибуцију микроелемената према начину коришћења земљишта, у сливу Расине, значајно високе концентрације олова мигрирају у југозападном делу слива, у лишћарским шумама, на падинама Копаоника. Разлог оваквог резултата јесте геолошка подлога, богата оловом (Симић, 1958) али и већ поменута способност везивања олова за органска једињења.

Највећа миграција цинка и бакра у сливу Расине се дешава на пољопривредним површинама и голетима, а сличне резултате су објавили и други аутори (Quinton и Catt, 2007; Zhang et al., 2020). Исти аутори наводе да на пољопривредним површинама, поред природних концентрација, извор појединих елемената (Zn, Ni, Pb, Cd, As, Hg) у земљишту представља пре свега атмосферска депозиција, а потом ђубрење и отпадне воде. Микроелементи Ni и Cr, прате серпентинску геолошку подлогу, а у погледу начина коришћења земљишта, Ni се посебно истиче транспортом у мешовитим, лишћарским и четинарским шумама, док се на пољопривредним површинама, пашњацима и ливадама, карактерише померањем слабијег интензитета. Такође, шумска подручја на великим нагибима, карактеристична су за највећи процес дистрибуције Cr, у горњем делу слива Расине. Најинтензивнији процес дистрибуције Hg и Cd се дешава на голетима.

Слив Расине се карактерише дисконтинуитетом геолошких и педолошких услова, а разлика у надморској висини од око 1650 метара од бране до највише коте у сливу, дефинише различите топографске, климатске, ерозионе и карактеристике вегетационог покривача. Процена утицаја ових фактора на стање квалитета земљишта у сливу, а тиме и квалитета наноса у рекама, приказана је у прилогу 4з (Немеров индекс загађења – PI_N), прилогу 4и (индекс оптерећења екосистема – PLI) и у прилогу 5ж (индекс потенцијалног еколошког ризика – RI). У оквиру слива Расине, јасно се издвајају зоне потенцијалног еколошког ризика (загађења), а које су и локације на којима долази до покретања већих концентрација микроелемената према WaTEM/SEDEM моделу:

- горњи део слива Расине (NW положај), у оквиру кога се налазе сливови Врањуше, Загрже, Пакленика, Поломске и Рогавске реке, одликује се високим вредностима RI индекса, према коме ово подручје припада категорији значајног еколошког ризика. PLI индекс указује на постојање оптерећења екосистема проучаваним микроелементима, док се према Немеровом индексу сврстава у подручја слабог, средњег и озбиљног загађења. Велики део овог подручја се налази на базичним стенама богатим Ni и Cr, чиме се као порекло ових елемената наводи искључиво геолошка компонента. У оквиру ове зоне, у одређеним профилима, концентрације Cd, Hg и Pb су утицале на постојање одређеног облика загађења (I_{geo} , PI и E_r индекси), а порекло ових елемената је антропогено (атмосферска депозиција). Повишене концентрације Ni и Cr су утицале на обогаћење наноса у сливу Поломске и Рогавске реке.
- горњи део слива Расине (SW положај), у оквиру ког се налази Грашевачка река, сврстава се у категорију слабог, средњег и озбиљног загађења, тј. присутно је

оптерећење екосистема штетним микроелементима. Овај део слива се одликује концентрацијама Pb изнад граничних вредности, што објашњава и постојање некадашњих рудника Pb и Zn. Такође, на сливу су присутне базичне стене, које се простиру од Копаоника према Жељину, услед чега су забележене концентрације Ni и Cr у појединим профилима изнад граничних вредности. Тиме се порекло ових елемената дефинише као геолошко, док су повишене концентрације Cd у површинским слојевима условљене атмосферским падавинама (депозицијом).

- издвојена су мања подручја, изложена антропогеном утицају, пре свега пољопривредним активностима и атмосферској депозицији. Средњи део слива Расине, са профилима у сливу Блаташнице има повећан ризик од загађења: Cd (EF, Er, PI, I_{geo}); Hg (EF, PI, Er); Zn (EF, I_{geo}); Cu (PI); Pb (PI). Поједини профили у сливу Богишке реке имају повишен фактор обогаћења за Cu, Pb, Zn, што се одразило на квалитет суспендованог наноса Богишке реке. Такође, у сливу Батотске реке су уочени повишене вредности индекса загађења за Cd (Er, EF, PI, I_{geo}), Ni (I_{geo}, PI) и Pb (PI). Уочене су повишене вредности појединачног индекса загађења за Zn у сливу Жуњске реке и за Ni у сливу реке Велике Грабовнице.
- Остали део слива Расине до бране, је у класи без оптерећења и потенцијалног еколошког ризика.

5.8.4 Употреба WaTEM/SEDEM модела – предности и недостаци

WaTEM/SEDEM се дефинише као емпиријско-концептуални модел за процену ерозионих губитака. Базира се на употреби елементарних просторних ентитета (растера), чијом обрадом се процењују губици земљишта, капацитет транспота наноса, депозиција покренутог наноса у сливу, али и дистрибуција неких штетних микроелемената и фосфора. Као емпиријско-концептуални модел, подразумева употребу математичких формула, и на основу доступних података, даје излазну вредност (Devi et al., 2015). Ово омогућује лако имплементирање формула у компјутерске кодове, чиме се процес процене губитака земљишта на бази растера брже извршава, што представља значајну предност, нарочито код већих сливова, или великог броја сливова.

Употреба WaTEM/SEDEM модела има велики потенцијал у процени ерозионих губитака земљишта, као и код просторног приказа транспорта и депозиције наноса и микроелемената. WaTEM/SEDEM се не базира на принципима физичких процеса у сливу, не захтева почетно стање модела или морфологије слива, и самим тим није комплексан. Иако не захтева велики број улазних параметара, ипак, потребне су велике базе података за генерисање хидролошких, метеоролошких, педолошких, топографских подлога итд. Такође, поједини параметри се добијају директним мерењима на терену или процесом калибрације. То опет захтева и подразумева велики број улазних података добијених опсежним и детаљним мерењима на терену, континуитет мониторинга хидролошких и педолошких процеса и промена, на одговарајућем броју сливова у широком дијапазону величина.

Величина пиксела улазних параметара је у извесној мери субјективног карактера, али захтева стручност и опрез, зато што је резолуција главни фактор који утиче на тачност резултата прорачуна проноса наноса (Cheng et al., 2018), и касније калибрације и валидације модела. Пример овог недостатка је дат у табели 77, где су се на нивоу једног слива, употребом растера различите резолуције, добиле драстичне разлике проноса наноса (Van Rompaey et al., 2001). Стога је неопходно обезбедити адекватну резолуцију (Cheng et al., 2018).

Поред тога, процес добијања растерских подлога (*input, output*), као и читавање и интерпретација података са истих, представља дуготрајан и исцрпан процес, у смислу задовољења техничких услова (идентичан број редова и колона и резолуција растера, специфичност формата фајлова, конверзија фајлова, укључивање одређеног броја пиксела ван проучаваног подручја, коришћење две или више ГИС платформи итд.). Међутим, WaTEM/SEDEM није једини модел чији излазни подаци зависе од резолуције (*scale dependent* или *grid-size dependent*), и генерално је овај проблем заступљен у процесу квантификације ерозије и депозиције (Brasington и Richards, 1998; Zhang et al., 1999; Rojas et al., 2008; Lu et al., 2017; Stenta et al., 2017). Ово је нарочито важно, узимајући у обзир чињеницу да пронос наноса зависи од морфологије и величине слива. Како наводи Jansson (1988), у анализи података са 1358 мерних станица широм света и величина сливова од 350 до 100000 km², наводи да само 8,8 % површине слива учествује у продукцији 69,1 % укупне количине наноса, и да 58,8 % укупне површине слива доприноси само 4,2 % проноса наноса. Такође, према Borrelli et al. (2018), укупни губици земљишта у сливовима на пешчарима као доминантном геолошком подлогом, учествују у свега 5-10 % проноса наноса. Управо ови подаци указују на проблем зависности излазних података од величине растерске ћелије, а нарочито касније на проблем калибрације и валидације модела, с обзиром на резолуцију карата и величину сливова.

Табела 77 – Изношење наноса из слива Dijle у централној Белгији употребом SEDEM модела са различитом резолуцијом пиксела

| Величина пиксела (m) | Процењен пронос наноса (t·a ⁻¹) |
|-------------------------|--|
| 20 | 65700 |
| 40 | 50200 |
| 100 | 39300 |
| 200 | 18600 |

Посебан акценат треба ставити на процес калибрације и валидације WaTEM/SEDEM модела. Концепт квантификације ерозионих губитака садржи одређене неизвесности, у смислу могућих грешака које се јављају у процесу мониторинга или математичког моделирања (Refsgaard и Storm, 1990). Просторна и временска варијабилност природних процеса и услова унутар слива се квантификују из мерења на појединачним, дискретним локалитетима, који никада не могу обухватити све елементе који се јављају у природном окружењу. Процес калибрације WaTEM/SEDEM модела, објашњен у поглављу 4.6.3.1, пре

свега захтева велики број сливова, или мерења дуги низ година, водећи рачуна о величини сливова и резолуцији подлога. Параметар kT_c који се користи у процесу калибрације, претпоставља се да се линеарно мења између обрадивих површина и шума. Зато овај параметар зависи од локалитета где се врши моделовање (*site dependent*), и калибрише се на основу мерења на терену (Alatorre et al., 2011). Велики недостатак унутар WaTEM/SEDEM модела је аутоматизована калибрација, која би процес оптимизације $kT_{c_{low}}$ и $kT_{c_{high}}$ параметара учинила мање захтевним и краткотрајним. Постојећа мануелна калибрација подразумева велики број понављања процеса прорачуна (често > 1000 пута), у зависности од броја сливова који се користе за калибрацију (Van Rompaey et al., 2003; Jordan et al., 2005; Borrelli et al., 2018), што представља изазов.

5.9 Предлог система конзервационих мера у циљу смањења губитака земљишта

Због великог притиска и начина на који се земљишни ресурс искоришћава, постизање циљева одрживог развоја (SDG) везаних за храну, здравље, воду и климу, биће тешко изводљиво (Aroa и Mishra, 2019). Потреба да се очува здраво, функционално земљиште се не истиче у многим регулаторним документима. Често се деградација земљишта посматра кроз призму физичке деградације (водна ерозија и клизишта) и хемијске деградације (тачкасти извори загађења тешким металима и органским загађивачима). Дифузна загађења, смањење органске материје и биодиверзитета, збијање земљишта итд., често су недовољно узети у обзир, нарочито у земљама северне Европе (Keesstra et al., 2018).

У конкретним случајевима, као што су сливови Поломске, Рогавске и Богишке реке, значајно је у будућим временским оквирима створити услове за примену конзервационих мера. Уколико се узме у обзир чињеница да се сливови брдско-планинског карактера одликују израженим ерозионим процесима, а да се пољопривредне површине углавном обрађују низ падину, без буферних појасева, и са непланском сечом шума за потребе огрева, јасно је да не постоји интегрални систем заштите земљишних ресурса. Услед недовољне информисаности и неспремности за остваривање дугорочних ефеката и приноса, локално становништво се ослања на традиционални начин обраде земљишта и функционисање унутар својих приватних поседа.

Како би се смањио утицај негативних ефеката, изазваних природним или антропогеним факторима, потребно је, унутар природних екосистемских граница промовисати и успоставити систем мултифункционалног коришћења земљишта и еколошке екосистемске обнове, природи блиским решењима (eng. *Nature Based Solutions*). Искоришћавање земљишних ресурса требало би базирати на агроеколошким системима и техникама, увођењем конзервационе пољопривреде попут примене контурне обраде и плодореда и успостављањем агрошумарства, међуредних усева, легуминоза и трајних травних површина. Модерна пољопривредна производња подразумева да се систем конзервације земљишта посматра кроз концепт квалитета земљишта, а то значи да поред примарне улоге земљишта (продуктивност), циљ јесте и очување његових функција за пружање екосистемских услуга. Управо овакав концепт представља везу између основних циљева

одрживе пољопривреде и управљања земљиштем применом пољопривредних конзервационих мера (Белановић Симић, 2017). У ширем смислу, ефекти се касније остварују и на квалитет суспендованог и вученог наноса, а тиме и квалитет воде.

У оквиру циљева одрживог управљања наглашава се потреба заштите, рестаурације и промоције одрживог коришћења терестричних екосистема, са посебном пажњом на одрживо управљање шумама и вишеструку улогу и функције свих типова шума, шумских земљишта и шумовитих предела. Природи блиска решења би обезбедила повећање садржаја органске материје, усвајање нутријената и воде, секвестрацију угљеника, чиме би се повећали отпорност и продуктивност, а смањили губици земљишта (GSDR, 2019). Оваква решења би нарочито имала ефекта у оквиру сливова брдско-планинског подручја Републике Србије, узимајући у обзир да су ерозиони процеси изражени, нарочито на пољопривредним и површинама слабог вегетационог склопа. На овај начин, остварио би се позитиван ефекат, не само са аспекта пољопривредне производње, већ и очувања животне средине и социоекономског развоја.

6 ЗАКЉУЧЦИ

Земљишни ресурси су у свом обиму коначни, неравномерно распоређени, неуједначеног квалитета и осетљивости на деградационе процесе. Иако се земљиште природним процесима мења, настаје и нестаје, ипак, услед неодговарајућег коришћења и управљања земљишним простором, процес деградације је убрзан и видљив у кратком временском оквиру.

У циљу детерминације утицаја начина коришћења земљишта у сливу на пронос наноса, дистрибуцију проучаваних микроелемената, као и на квалитет земљишта и наноса, иницијално су коришћена три модела: USLE, МПЕ и WaTEM/SEDEM модел. Анализиран је заједнички утицај свих проучаваних микроелемената, преко појединачних и заједничких индекса загађења и фактора мобилности. Квалитет наноса зависи од квалитета, типа и начина коришћења земљишта, а издвојени су следећи закључци:

- Квалитет суспендованог наноса три проучавана микрослива се према заједничким индексима загађења налази у категоријама значајног и врло високог еколошког ризика (RI) или се категоризује као умерено до тешко контаминиран (PIN).
- На пољопривредним површинама проучаваних микросливова се одвијају ерозиони процеси јаког интензитета. У сливу Божишке реке, пољопривредне површине су заступљене на већим нагибима што доприноси израженијем померању ерозионог материјала. Такође, слив се одликује највећим процентом површина на којима доминирају ерозиони процеси јаког или веома јаког интензитета, што је утицало на повећану дистрибуцију микроелемената из слива у хидрографску мрежу, нарочито Zn и Cu, и повећане вредности свих индекса загађења ова два елемента. Међутим, садржај Hg у суспендованом наносу је утицао да се према укупном потенцијалном еколошком ризику (RI), слив Божишке реке сврста у подручје значајног загађења.
- На преко 50 % површина слабо обраслих вегетацијом, најинтензивнија ерозија се одвија у сливовима Рогавске и Поломске реке. У овим микросливовима, квалитет суспендованог наноса је под директним утицајем плитких хумусно-силикатних земљишта на серпентинитима и другим базичним стенама, богатим Ni и Cr.
- Суспендовани нанос Поломске реке, услед повишених концентрација Ni, Cr и Hg, показује највећи степен погоршања квалитета. С обзиром на то да се микроелементи везују за најфиније честице, квалитет суспендованог наноса је у категоријама озбиљнијег оптерећења у односу на земљиште и вучени нанос.
- Суспендовани нанос Рогавске реке је у категоријама од ниског до значајног загађења, са највећим утицајем Hg на укупни потенцијални еколошки ризик. На површинама под шумама, пашњацима и природним травњацима, одвија се веома слаба и слаба ерозија, или се врши таложење покренутог ерозионог материјала. Да квалитет наноса зависи од типа земљишта и квалитета земљишта у сливу, показује и фактор обогаћења у суспендованом наносу. Вредности овог индекса показују да су концентрације микроелемената у наносу значајно веће него у површинским слојевима земљишта, што објашњава мобилност и способност везивања микроелемената за глину и колоиде, али и органску материју, што је условљено и начином коришћења земљишта у сливу.

- У сва три микрослива се из површинских слојева земљишта највише транспортују Zn, Cu, Ni, Cr и Hg, чиме се нанос по свим индексима одликује одређеним обликом загађења, од умереног до веома јаког загађења.
- Иако се слив Богишке реке карактерише највећим процентом ораница, производња је екстензивног карактера. Такође, геолошка подлога сливова Полумске и Рогавске реке утицала је на то да суспендовани нанос ова два слива буде јачег облика контаминације у односу на нанос Богишке реке.

Применом WaTEM/SEDEM модела на слив Расине, резултати су показали да се дистрибуција микроелемената одвија умереним интензитетом, са концентрацијама које су најчешће испод граничних вредности. Међутим, и до 15,37 % површине слива Расине се карактерише миграцијом микроелемената у концентрацијама изнад ремедијационих вредности.

- Транспорт умерених концентрација (испод граничних вредности) и депозиција проучаваних микроелемената се одвија најмање на 64,1 % површине слива за Ni а највише на 95,78 % површине слива Расине за Cd.
- Просечне вредности проучаваних микроелемената које се измештају по јединичној површини на годишњем нивоу, дате моделом WaTEM/SEDEM су: Zn (12,49 mg·m⁻²·god⁻¹), Cu (9,81 mg·m⁻²·god⁻¹), Pb (0,64 mg·m⁻²·god⁻¹), Ni (1,011 mg·m⁻²·god⁻¹), Cr (0,93 mg·m⁻²·god⁻¹), Cd (0,006 mg·m⁻²·god⁻¹) и Hg (0,0052 mg·m⁻²·god⁻¹).
- Из проучаваних микрослива, са наносом се изнесу највеће количине Zn (између 56,15 и 81,22 kg) и Cu (између 40,24 и 56,62 kg), док се у речне токове изнесу најмање количине Cd (између 28 и 44 g) и Hg (између 12 и 58 g).
- Највећи фактор мобилности има Cd (MF = 68,11 %), са потенцијално токсичним ефектом на екосистем, који је највероватније у слив доспео атмосферском депозицијом, док је најнижи код Cr (MF = 1,26 %), који је углавном или искључиво природног порекла.

Анализом добијених резултата, издвојене су три зоне потенцијалне контаминације земљишта и наноса применом Немеровог индекса загађења (PIN), индекса оптерећења екосистема (PLI) и индекса укупног потенцијалног еколошког ризика (RI). У оквиру прве зоне загађења, налазе се и проучавани микросливи Полумске и Рогавске реке, са издвојеним Ni и Cr (природно порекло) и Cd, Hg и Pb (антропогено порекло). У оквиру друге зоне загађења, на источним падинама Копаоника и у горњем делу слива Грашевачке реке, присутно је оптерећење екосистема са slabим, средњим и озбиљним степеном контаминације земљишта. У оквиру ове зоне, постојање антропогеног утицаја који датира још из средњег века (рудници олова и цинка), затим депозиција из атмосфере (Cd) као и геолошко порекло Ni и Cr, указују на заједнички ефекат микроелемената на оптерећење земљишта, а тиме и наноса. Трећа зона загађења је представљена мањим, појединачним подручјима, са комбинованим ефектом природних и антропогених утицаја у сливу Блаташнице, Богишке, Батотске, Жуњске и реке Велике Грабовнице.

Квантификација ерозионих процеса у сливу Расине и проучаваним микросливовима указала је на хетерогеност резултата добијених коришћењем различитих модела. Процес

ерозије у сливу Расине и проучаваним микросливовима се одвија различитим интензитетом, а изведени су следећи закључци:

- Слив **Поломске реке** се према просечним вредностима из модела сврстава у подручје слабе или умерене ерозије. Према USLE моделу, просечни годишњи губици земљишта су $8,68 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$, док МПЕ даје вредност коефицијента ерозије од 0,44 и продукције ерозионог материјала од $831 \text{ m}^3\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$. У појединим деловима слива, на голетима, шибљацима, деградираним шумама и осталим површинама обраслим слабом вегетацијом, одвија се ерозија умереног до веома јаког интензитета, са просечним вредностима преко $14,45 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$. Иако слив нема велики проценат пољопривредних површина, велики нагиби слабо обраслих површина, други су кључан фактор високих вредности губитака земљишта, након фактора вегетационог покривача.
- Слив **Рогавске реке** се према USLE моделу карактерише ерозионим процесима, чија се продукција ерозионог материјала креће просечно $6,5 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$. Цео слив спада у категорију слабе ерозије која се одвија на великим нагибима али на површинама под шумама. Према МПЕ моделу, коефицијент ерозије је $Z = 0,42$ а специфична продукција ерозионог материјала $721 \text{ m}^3\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{god}^{-1}$.
- Слив **Богшкe реке**, се у односу на претходна два слива карактерише већим процентом пољопривредних површина. Међутим, вредности губитака земљишта не показују значајну разлику и интензивније процесе ерозије. Иако фактор начина коришћења земљишта има највећи утицај у квантификацији губитака земљишта, ипак, значајни су ефекти осталих фактора као што су нагиб одређеног (доминантног) начина коришћења земљишта, површина сливног подручја, количина и интензитет падавина, педолошке карактеристике слива итд. Регресиони модел је показао да на повећање проноса наноса у сливу, најзначајнији фактор представљају пољопривредне површине на нагибима већим од 25%. Према USLE моделу, просечна вредност ерозионих губитака земљишта износи $6,39 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$, са доминантном веома слабом ерозијом. Према МПЕ моделу, коефицијент ерозије је $Z = 0,35$ док се 2581 m^3 ерозионог материјала продукује на годишњем нивоу.

Употреба WaTEM/SEDEM модела подразумевала је процену ерозионих губитака пре и после калибрације. Пре калибрације, средњи годишњи губици земљишта сврставали су проучаване микросливоре у подручја са ерозијом умереног или јаког интензитета. После калибрације модела, просечни губици земљишта у сливовима Поломске, Рогавске и Богшкe реке су $2,85 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$, $1,94 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$ и $2,3 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{god}^{-1}$.

Уколико се упореде вредности из сва три модела, процентуално учешће површина са умереном до ексцесивном ерозијом се линеарно увећава: WaTEM/SEDEM (13 %), МПЕ (25,8 %) и USLE (39,1 %). Закључује се да употреба модела у квантификацији ерозије представља кључан моменат, али да је неопходна њихова калибрација и валидација, константност мониторинга ерозионих процеса, како би се избегао информативни а добио практични (апликативни) аспект добијених резултата.

Развијени су бројни модели за потребе изучавања ерозије као глобалног деградационог процеса, којима се квантификују вредности губитака земљишта. Поред тога, циљ је био да се резултати модела укључе у мере коришћења и управљања земљишним простором, ради

успостављања одрживог функционисања екосистема и друштва. Резултати показују да је слив Расине подложен ерозионим процесима, неуједначеног интензитета, делом под утицајем прородних фактора, делом услед недостатка одрживих и интегралних мера управљања земљишним и водним ресурсима. Ерозиони процеси у извесној мери дефинишу одрживост екосистема, пољопривредну продуктивност, квалитет земљишта, наноса и воде као и ризик од засипања акумулација. Слив реке Расине се одликује широким диверзитетом топографских, хидролошких, педолошких, климатских, еколошких и антропогених утицаја, што се јасно одразило на ерозионе процесе, дистрибуцију и транспорт штетних микроелемената са наносом и њихову акумулацију и депозицију, из слива или атмосфере.

Употреба ГИС софтвера и ерозионих модела даје могућност просторног приказа различитих услова и сценарија. Међутим, неопходно је остварити сталан мониторинг педолошких и хидролошких промена, калибрацију, валидацију и усклађивање модела, у циљу добијања веродостојнијих и прецизнијих резултата. Детаљна анализа свих фактора појединачно, у било ком ерозионом моделу омогућује разјашњавање механизма деловања ерозионих процеса, уз укључивање просторних елемената и индикатора структуре самог земљишта. Ово је нарочито важно код фактора еродибилности, који треба не само да одражава механичка својства земљишта и садржај органске материје, већ и начин коришћења и обраде земљишта, употребу агрохемикалија, мере управљања простором итд.

Иако је дисертација обухватила широк спектар параметара и циљева, постоје одређени делови, који су се издвојили као могући будући циљеви истраживања у различитим правцима. Препоруке би се односиле пре свега на:

- калибрацију модела, на појединачним сливовима, узимајући у обзир сезонске промене које утичу не само на фактор ерозивности, већ и дистрибуцију микроелемената, услед промена одређених физичко-хемијских карактеристика земљишта (карактеристике земљишног раствора, растворни облици органског угљеника, садржај воде, температура земљишта итд.).
- адаптацију и класификацију улазних података (карата) према величини сливова, резолуцији растера, бази података, броју варијабли и сл.
- лабораторијско одређивање *background* концентрација микроелемената и адаптацију индекса загађења према локалним условима.
- одређивање различитих облика приступачности микроелемената у суспендованом и вученом наносу, секвенцијалном анализом.
- мониторинг квалитета наноса и воде из акумулације Ђелије за потребе одрживог управљања земљишним простором.

7 ЛИТЕРАТУРА

1. Adriano D. C. (2001): *Trace Elements in the Terrestrial Environment: Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals*, 2nd edition. Springer-Verlag, New York.
2. Alatorre L. C., Beguería S., García-Ruiz J. M. (2010): *Regional scale modeling of hillslope sediment delivery: a case study in the Barasona Reservoir watershed (Spain) using WATEM/SEDEM*, J. Hydrol. 391: 109–123.
3. Alatorre L. C., Beguería S., Lana-Renault N., Navas A., García-Ruiz J. M. (2011): *Soil erosion and sediment delivery in a mountain catchment under land use change: using point fallout ¹³⁷Cs for calibrating a spatially distributed numerical model*, Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss. 8: 11131–11170.
4. Alewell C., Borrelli P., Meusburger K., Panagos P. (2019): *Using the USLE: Chances, challenges and limitations of soil erosion modelling*, International Soil and Water Conservation Research 7(3): 203-225.
5. Ali M. M., Ali M. L., Islam M. S., Rahman M. Z. (2016): *Preliminary assessment of heavy metals in water and sediment of Karnaphuli River, Bangladesh*, Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management 5: 27-35.
6. Alloway B. J. (1990): *Heavy metals in soils*, New York, Wiley: 339.
7. Alloway B. J. (1995): *Heavy Metals in Soils*, 2nd edition, Blackie Academic & Professional, London-Glasgow.
8. Anga 's P., Lampurlane 's J., Cantero-Martí 'nez C. (2006): *Tillage and N fertilization effects on N dynamics and barley yield under semiarid Mediterranean conditions*, Soil & Tillage Research 87: 59–71.
9. Antić-Mladenović S., Rinklebe J., Frohne T., Staerk H. J., Wennrich R., Tomić Z., Ličina V. (2011): *Impact of controlled redox conditions on nickel in a serpentine soil*. J. Soils Sed. 11: 406–415.
10. ANZECC & ARMCANZ (2000): *Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality*, Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, Canberra.
11. Arnold J. G., Williams J. R., Srinivasan R., King K. W. (1996): *The soil and water assessment tool (SWAT)*, Tech. rep., Temple, TX. 57, 60.
12. Arora N. K., Mishra I. (2019): *United Nations Sustainable Development Goals 2030 and environmental sustainability: race against time*, Environmental Sustainability 2: 339–342.
13. Avila B., Avila H. (2015): *Spatial and temporal estimation of the erosivity factor R based on daily rainfall data for the department of Atlántico, Colombia*, Ingeniería e Investigación 35(2): 23-29.
14. Babić Mladenović M., Bekić D., Grošelj S., Mikoš M., Kupusović T., Oskoruš D. (2015): *Establishment of the Sediment Monitoring System for the Sava River Basin*, Water Research and Management 5(4): 3-14.
15. Bagnold R. A. (1966): *An approach to the sediment transport problem from general physics*, Prof. Paper 422-J. U.S. Geol.Surv., Reston, Va.
16. Baize D., Sterckeman T. (2001): *Of the necessity of knowledge of the natural pedogeochemical background content in the evaluation of the contamination of soils by trace elements*, The Science of the Total Environment 264: 127–139.

17. Baize D., Van Oort F. (2014): *Potentially harmful elements in forest soils*, Potentially harmful elements, Environment and human health: 151-198.
18. Bakshi S., Banik C., He Z. (2018): *The impact of heavy metal contamination on soil health*, Managing soil health for sustainable agriculture 2.
19. Barbieri M. (2016): *The Importance of Enrichment Factor (EF) and Geoaccumulation Index (Igeo) to Evaluate the Soil Contamination*, Journal of Geology and geophysics 5(1): doi:10.4172/2381-8719.1000237 .
20. Barrett K. L., Dohmen G. P. (1994): *A proposed test method for the assessment of pesticide impact on sediment dwelling larvae of the midge Chironomus riparius*, Freshwater field tests for hazard assessment oh chemicals: 485-492.
21. Barry G. A., Chudek P. J., Best E. K., Moody P. W. (1995): *Estimating sludge application rates to land based on heavy metal and phosphorus sorption characteristics of soil*, Water Research 29: 2031-2034.
22. Bartram J., Balance R. (1996): *Water quality assessment – A practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes*, Chp.13 Sediment measurements.
23. Bay M. S., Ritter J. K., Vidal-Dorsch E. D., Field L. J. (2012): *Comparison of national and regional sediment quality guidelines for classifying sediment toxicity in California*, Integr Environ Assess Manag: 597-609.
24. Beasley D. B., Huggins L. F., Monke E. J. (1980): *ANSWERS: A model for watershed planning*, ASAE 21(4): 938-944.
25. Belanović S., Knežević M., Kadović R. (2002): *Determination of heavy metals origin in the soil according to micro-site indicator values method*, Zemljište i biljka 51(2): 115-123.
26. 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 89: 53-61.
27. Belanović Simić S. (2017): *Kvalitet zemljišta – izazovi sistema korišćenja*, Univerzitet u Beogradu, Šumarski fakultet.
28. Belanović Simić S., Perović S., Vidojević D., Kostadinov S., Knežević M., Kadović R., Košanin O. (2013): *Assessment of soil erosion intensity in Kolubara District, Serbia*, Fresenius Environmental Bulletin 22(5): 1556-1563.
29. Beven K. J., Kirkby M. J. (1979): *A physically based variable contributing area model of basin hydrology*, Hydrologic Science Bulletin 24(1): 43-69.
30. Bezak N., Rusjan S., Petan S., Sodnik J., Mikoš M. (2015): *Estimation of soil loss by the WaTEM/SEDEM model using an automatic parameter estimation procedure*, Environ Earth Sci: DOI 10.1007/s12665-015-4534-0.
31. Bhattachaeyya T., Pal D. K. (2015): *The soil: a natural resource*, Soil Science: An Introduction, Chapter: The soil: a natural resource, Indian Society of Soil Science.
32. Bini C, Gemignani S, Zilocchi L. (2006): *Effects of different land use on soil erosion in the pre-alpine fringe (North-East Italy): ion budget and sediment yield*, Sci Total Environ 369(1-3): 433-446.
33. Blinkov I. (2015): *Review and comparison of water erosion intensity in the western Balkans and EU countries*, Section of Natural, Mathematical & Biotechnical Sciences: doi:10.20903/csnmbs.masa.
34. Bockheim J. G. (2014): *Ultramafic Soils*, Soil Geography of the USA: 267-281.

35. Bolan S. S., Makino T., Kunhikrishnan A., Kim P. J., Ishikawa S., Murakami M., Naidu R., Kirkham M. B. (2013): *Cadmium Contamination and Its Risk Management in Rice Ecosystems*, *Advances in Agronomy* 119: 183-273.
36. Borg H., Johansson K. (1989): *Metal Fluxes to Swedish Forest Lakes*, *Water, Air and Soil Pollution* 47: 427-440.
37. Borrelli P., Robinson D. D., Fleischer L. R., Lugato E., Ballabio C., Alewell C., Meusburger K., Modugno S., Schütt B., Ferro V., Bagarello V., Van Oost K., Montanarella L., Panagos P. (2017): *An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion*, *Nature communication* 2013: 1-13.
38. Borrelli P., Van Oost K., Meusburger K., Alewell C., Lugato E., Panagos P. (2018): *A step towards a holistic assessment of soil degradation in Europe: Coupling on-site erosion with sediment transfer and carbon fluxes*, *Environmental Research* 161: 291-298.
39. Bradshaw J. K., Radcliffe D., Lichenstein K., Risse M., Bakker M., Jackson R., Markewitz D. (2005): *Land use effects on suspended sediment yield in six small Georgia watersheds*, *Proceedings of the 2005 Georgia water Resources Conference*.
40. Brasington J., Richards K. (1998): *Interactions between model predictions, parameters and DTM scales for topmodel*, *Computer and Geosciences* 24(4): 299-314.
41. Bronick C. J., Lal R. (2005): *Soil structure and management: a review*, *Geoderma* 124: 3-22.
42. 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* 31: 1875-1884.
43. Bu J., Sun Z., Zhou A., Xu Y., Ma R., Wei W., Liu M. (2016): *Heavy Metals in Surface Soils in the Upper Reaches of the Heihe River, Northeastern Tibetan Plateau, China*, *International Journal of Environmental Research and Public Health* 13, 247: doi:10.3390/ijerph13030247.
44. Bughio M. A., Wang P., Meng F., Qing C., Kuzyakov Y., Wang X., Junejo S. A. (2016): *Neof ormation of pedogenic carbonates by irrigation and fertilization and their contribution to carbon sequestration in soil*, *Geoderma* 262: 12-19.
45. Burton G. A. Jr (2002): *Sediment quality criteria in use around the world*, *Limnology* 3: 65-75.
46. Bu-Zhuo P., Fu C. (2000): *The effect of land use change on soil condition and region*, *Chinese geographical science* 10(3): 226-230.
47. Camera C., Bruggeman A., Hadjinicolaou P., Pahsiardis S., Lange M.A. (2014): *Evaluation of interpolation techniques for the creation of gridded daily precipitation (1×1 km²); Cyprus, 1980-2010*, *Journal of geophysical research: Atmospheres*: 10.1002/2013JD020611.
48. Catoni M., Falsone G., Bonifacio E. (2012): *Assessing the origin of carbonates in a complex soil with a suite of analytical methods*, *Geoderma* 175-176: 47-57.
49. Chapman D. (1996): *Water Quality Assessments – A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*, 2nd Edition, ISBN 0419216006.
50. Chen H., Teng Y., Lu S., Wang Y., Wang J. (2015): *Contamination features and health risk of soil heavy metals in China*, *Science of The Total Environment* 512-513: 143-153.
51. Cheng S. P. (2003): *Heavy metal pollution in China: origin, pattern and control*, *Environ Sci Pollut Res Int.* 10(3): 192-198.

52. Cheng Z., Lu D., Li G., Huang J., Sinha N., Zhi J., Li S. (2018): *A Random Forest-Based Approach to Map Soil Erosion Risk Distribution in Hickory Plantations in Western Zhejiang Province, China*, Remote Sensing 10(12): <https://doi.org/10.3390/rs10121899>.
53. Chernova E. N., Potikha E. V., Nesterenko O. E. (2015): *The Content of Heavy Metals in Bottom Sediments of the Streams of the Sikhote-Alin Biosphere Reserve and the Streams Draining Mines of the Transit Zone of the Reserve*, Achievements in the Life Sciences 9: 9–14.
54. Chrysochoou M., Theologou E., Bompoti N., Dermatas D., Panagiotakis I. (2016): *Occurrence, Origin and Transformation Processes of Geogenic Chromium in Soils and Sediments*, Sediment and Other Pollutions, Current Pollution Reports 2: 224–235.
55. Chuenchum P., Xu M., Tang W. (2020): *Estimation of Soil Erosion and Sediment Yield in the Lancang–Mekong River Using the Modified Revised Universal Soil Loss Equation and GIS Techniques*, Water 12(135): doi:10.3390/w12010135.
56. Ćirić M. (1962): *Pedologija za šumare*, Jugoslovenski savetodavni centar za poljoprivredu i šumarstvo, Beograd.
57. Ćirić S. (2015): *Karakteristike flore Rasinskog područja i akumulacije „Ćelije“*, XX Savetovanje o biotehnologiji, Zbornik radova 20 (22): 563-567.
58. Ciszewski D. (2001): *Flood-related changes in heavy metal concentrations within sediments of the Biała Przemsza River*, Geomorphology 40: 205–218.
59. Ciszewski D., Grygar T. M. (2016): *A Review of Flood-Related Storage and Remobilization of Heavy Metal Pollutants in River Systems*, Water Air Soil Pollut: 227: 239.
60. Cools N., Vesterdal L., De Vos B., Vanguelova E., Hansen K. (2014): *Tree species is the major factor explaining C:N ratios in European forest soils*, Forest ecology and management 311: 3-16.
61. Copaja S. V., Nuñez V. R., Muñoz G. S., González G. L., Vila I., Véliz D. (2016): *Heavy metal concentrations in water and sediments from affluents and effluents of mediterranean chilean reservoirs*, J. Chil. Chem. Soc., 61(1): 2797-2804.
62. Corder W. G., Foreman D. I. (2009): *Nonparametric Statistics for Non-Statisticians, A step by step approach*, John Wiley & Sons.
63. Coulthard T. J., Kirkby M. J., Macklin M. G. (2000): *Modelling geomorphic response to environmental change in an upland catchment*, Hydrological processes 14: 2031–2045.
64. Crane M., Everts J., Van de Guchte C., Heimbach F., Hill I., Matthiessen P., Stronkhorst J. (1996): *Research needs in sediment bioassay and toxicity testing*, Development and Progress in Sediment Quality Assessment: Rationale, Challenges, Techniques & Strategies: 49-56.
65. Crouzet P., Nixon S., Laffon L., Bøgestrand J., Lallana C., Izzo G., Bak J. (1999): *Nutrients in European ecosystems*, Environmental assessment report 4, European Environment Agency.
66. Dawaki U. M., Dikko A. U., Noma S. S., Aliu U. (2013): *Heavy metals and physiochemical properties of soils in Kano urban agricultural lands*, Nigerian Journal of Basic and Applied Sciences 21: 239-246.
67. De Jente J., Poesen J., Verstraeten G., Van Rompaey A., Govers G. (2007): *Spatially distributed modelling of soil erosion and sediment yield at regional scales in Spain*, Global and Planetary Change 60: 393-415.
68. De Roo A. P. J., Wesseling C. S., Jetten V. G., Ritsema C. J. (1996): *LISEM: a physically-based hydrological and soil erosion model incorporated in a GIS*, HydroGIS Application of

Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources Management, IAHS Publ. 23.

69. De Rosa P., Cencetti C., Fredduzzi A. (2016): *A GRASS tool for the Sediment Delivery Ratio mapping*, OGRS 2016, DOI: 10.7287/peerj.preprints.2227v2.
70. De Vente J., Poesen J., Verstraeten G., Van Rompaey A., Govers G. (2007): *Spatially distributed modelling of soil erosion and sediment yield at regional scales in Spain*, Global and Planetary Change 60: 393–415.
71. Del Mar López T., Mitchel Aide T., Scatena F. N. (1998): *The effect of land use on soil erosion in the Guadiana watershed in Puerto Rico*, Caribbean Journal of Science 34: 298–307.
72. Den Besten P. J., Deckere E., Babut M. P., Power B., Del Valls T. A., Zago C., Oen A. M. P., Heise S. (2003): *Biological effects-based sediment quality in ecological risk assessment for European Waters*, Journal of Soils and Sediments 3: 144-162.
73. Desmet P. J. J. (1997): *Effects of interpolation errors on the analysis of DEMs*, Earth Surface Processes and Landforms 22: 563-580.
74. Desmet P. J. J., Ketsman W., Govers G. (1999): *An evaluation of the effects of changes in field size and land use on soil erosion using a GIS-based USLE approach*, Geographic information research: Transatlantic perspectives: 607.
75. Devi G. K., Ganasri B. P., Dwarakish G. S. (2015): *A review on Hydrological Models*, Aquatic Procedia 4: 1001-1007.
76. Dietrich W. E., Dunne T. (1978): *Sediment budget for a small catchment in mountainous terrain*, Z Geomorph. NF, Suppl. Bd. 29: 191–206.
77. Dimitrijević Lj., Radivojević A., Filipović I. (2010): *Hidrološke prognoze velikih i malih voda reke Rasine*, Glasnik srpskog geografskog društva 2: 29-38.
78. Dimitrijević Lj., Radivojević A., Golubović N. (2007): *Kvalitet vode reke Rasine nizvodno od akumulacije „Ćelije“*, Geographical institute „Jovan Cvijić“, Collection of papers 57: 393-398.
79. Diodato N. (2004): *Estimating RUSLE's rainfall factor in the part of Italy with a Mediterranean rainfall regime*, Hydrology and Earth System Sciences 8(1): 103-107.
80. Divya J., Belagli S. L. (2012): *Impact of chemical fertilizers on water quality in selected agricultural areas of Mysore district, Karnataka, India*, Agris On-line Papers in Economics and Informatics 2(3):1449-1458.
81. Đorović M., Kadović R., Letić Lj. (2001): *Characteristics of suspended sediment in the Jasenica river*, Zemljište i biljka 50(1): 65-71.
82. Dostal T., Krasa J., Vrana K., Dockal M., Koudelka P., David V., Vokurka A. (2010): *Sediment transport and water quality in Máchovo Lake (Czech Republic)*, Land Reclamation 42(1): 139–148.
83. Dragičević N. (2016): *Model for erosion intensity and sediment production assessment based on erosion potential method modification*, Doctoral Dissertation, University of Rijeka, Faculty of civil engineering.
84. Dragović S., Mihailović N., Gajić B. (2008): *Heavy metals in soils: Distribution, relationship with soil characteristics and radionuclides and multivariate assessment of contamination sources*, Chemosphere 72: 491-495.

85. Dudley L. M., McLean J. E., Furst T. H., Jurinak J. J. (1991): *Sorption of Cadmium and Copper from an Acid Mine Waste Extract by two Calcareous Soils: Column Study*, Soil Sci. 151(2): 121-135.
86. Duncan A. E., de Vries N., Nyarko K. B. (2018): *Assessment of Heavy Metal Pollution in the Sediments of the River Pra and Its Tributaries*, Water Air Soil Pollut: 229(8): 272.
87. EEA (2018): European Environment Agency, *Water assessment*.
88. Elias P., Gbadegesin A. (2011): *Spatial relationships of urban land use, soils and heavy metal concentrations in Lagos Mainland Area*, Journal of Applied Sciences and Environmental Management 15: 391-399.
89. El-Swaify S. A., Dangler E. W., Armstrong C. L. (1982): *Soil erosion by water in the Tropics, College of tropical agriculture and human resources*, University of Hawaii.
90. Environment Agency (2002): *Sediments in England and Wales: Nature and Extent of the Issues*, Environment Agency, Bristol, UK.
91. EPA (2003): *Developing Water Quality Criteria for Suspended and Bedded Sediments (SABS)*.
92. EPA (2005): *Protecting Water Quality from Agricultural Runoff*, EPA 841-F-05-00165.
93. EPA (2019): *Priority Pollutant List – Environmental Protection Agency* <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/priority-pollutant-list-epa.pdf>
94. Erda W., Chang X., Jimmy R.W., Cheng X. (2006): *Predicting soil erosion for alternative land uses*, J Environ Qual 35(2): 459-467.
95. ESA (2020): European Space Agency, *Multispectral Instrument (MSI) Overview*.
96. ESRI (2019): *How aspect works* (<https://www.esri.com/en-us/home>) приступљено децембра 2019. године.
97. Estrany J., Garcia G., Batalla R. J. (2009): *Suspended sediment transport in a small Mediterranean agricultural catchment* Earth Surface Processes and Landforms 34(7): 155-161.
98. European Commission (2000): *Ambient air pollution by As, Cd and Ni compounds*, Working group on Arsenic, Cadmium and Nickel Compounds, Position Paper.
99. Evans R. (2006): *Land use, sediment delivery and sediment yield in England and Wales, Soil erosion and sediment redistribution in river catchments: measurement, modelling and management*, 70-84 DOI: 10.1079/9780851990507.0070.
100. Fadigas F. S., Sobrinho N. M. B. A., Lucia H. C. A., Mazur N. (2010): *Background levels of some trace elements in weathered soils from the Brazilian Northern region*, Scientia Agricola 67(1): 53-59.
101. FAO & ITPS (2015): *The Status of the World's Soil Resources* (Main Report) (Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 2015).
102. FAO (1992): *Forests, Trees and Food, Agriculture*.
103. FAO (1996): *Control of water pollution from agriculture*, FAO irrigation and drainage paper 55.
104. FAO (2017): *Water pollution from agriculture: a global review*, Executive Summary.
105. Fischer F., Hauck J., Brandhuber R. (2016): *Spatio-temporal variability of erosivity estimated from highly resolved and adjusted radar rain data (RADOLAN)*, Agricultural and Forest Meteorology 223: 72-80.

106. Flück R., Campiche S., Chèvre N., Slencastro F., Ferrari B., Santiago S. (2010): *Use of sediment quality criteria for the assessment of sediment toxicity: Applicability to Switzerland*, Final report in the Project „Assessment of Swiss sediment toxicity“.
107. Folly A., Bronsveld M. C., Clavaux M. (1996): *A knowledge-based approach for C-factor mapping in Spain using Landsat TM and GIS*, International Journal of Remote Sensing 12: 2401-2415.
108. Förstner U. (1985): *Chemical forms and reactivities of metals in sediments*, Chemical methods for assessing bioavailable metals in sludges and soils, 1–30.
109. Foster A. L. (2017): *The Fate of Chromium in Weathered Ultramafic Rocks and Their Derivative Soils in Cuba: Clues from Spectroscopic Studies*, Acta Geologica Sinica 91(1): <https://doi.org/10.1111/1755-6724.13153>
110. Fraunhofer Institute (2002): *Towards the Derivation of Quality Standards for Priority Substances in the Context of the Water Framework Directive*, Final Report of the Study: Identification of Quality Standards for Priority Substances in the Field of Water Policy, Fraunhofer-Institute Environmental Chemistry and Ecotoxicology, Germany.
111. Gaiero D. M., Ross R. G., Depetris P. J., Kempe S. (1997): *Spatial and temporal variability of total non-residual heavy metals content in stream sediment from the Suquia River System, Cordoba, Argentina*, Water, Air & Soil Pollution 93: 303–319.
112. Gałuszka A., Migaszewski Z. M. (2011): *Geochemical background – an environmental perspective*, Mineralogia 42(1): 7-17.
113. Ganasri B. P., Ramesh H. (2016): *Assessment of soil erosion by RUSLE model using remote sensing and GIS – A case study of Nethravathi Basin*, Geoscience Frontiers 7: 953-961.
114. García-Ruiz J. M. (2010): *The effects of land use on soil erosion in Spain: A review*, Instituto Pirenaico de Ecología, Catena 81(1): <https://doi.org/10.1016/j.catena.2010.01.001>
115. Gavrilović S. (1972): *Inženjering o bujičnim tokovima i eroziji*, Izgradnja, Specijalno izdanje, Beograd.
116. Gigović Lj. (2010): *Digitalni model visina i njihova primena u vojnoj analizi terena*, Vojnotehnički glasnik 58(2), 165-178.
117. Gilbert N. (2018): *European Union debates controversial plans to limit cadmium in fertilizer*, American Association for the Advancement of Science (AAAS), Science, doi:10.1126/science.aat8448.
118. Gonçalves Jr. A. C., Nacke H., Schwantes D., Coelho G. F. (2014): *Heavy Metal Contamination in Brazilian Agricultural Soils due to Application of Fertilizers*, Environmental Risk Assessment of Soil Contamination. Ed. Intech Open: 105-135.
119. Grimm M., Jones R. K. A., Rusco E., Montanarella L. (2003): *Soil erosion risk assessment in Italy: A revised USLE approach*, JRC.
120. Groenenberg J. E., Romkens P. F. A. M., de Vries W. (2006): *Prediction of the long-term accumulation and leaching of copper in Dutch agricultural soils: a risk assessment study*, Alterra-rapport 1278.
121. GSDR (2019): Global Sustainable Development Report, *The future is now, Science for achieving sustainable development*, United Nations Report.
122. Halbach K., Mikkelsen Ø., Berg T., Steinnes E. (2017): *The presence of mercury and other trace metals in surface soils in the Norwegian Arctic*, Chemosphere 188: 567-574.

123. Haregeweyn N., Poesen J., Deckers J., Nyssen J., Haile M., Govers G., Verstraeten G., Moeyersons J. (2008): *Sediment-bound nutrient export from microdam catchments in northern Ethiopia*, Land Degradation & Development 19: 136–152.
124. Hashim G. M., Coughlan K. J., Syers J. K. (1998): *On site nutrient depletion: an effect and a cause of soil erosion*, Soil Erosion at Multiple Scales: Principles and Methods for Assessing Causes and Impacts: 207–221.
125. Hawkes H., Webb J. E. (1962): *Geochemistry in mineral exploration*, Harper, NY, 415.
126. He L. Z., Yang E. X., Stoffella J. P. (2005): *Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment*, Journal of Trace elements in Medicine and Biology 19: 125-140.
127. He M., Wang Z., Tang H. (1997): *Spatial and temporal patterns of acidity and heavy metals in predicting the potential for ecological impact on the Le An river polluted by acid mine drainage*, Sci Total Environ 206(1): 67-77.
128. Healy M., Wise D. L. Moo-Young M. (2001): *Environmental Monitoring and Biodiagnostics of Hazardous Contaminants*, Kluwer Academic Publishers: 1-341.
129. Hernandez L., Probst A., Probst J. L., Ulrich E. (2003): *Heavy metal distribution in some French forest soils: evidence for atmospheric contamination*, Science of the Total Environment 312(1-3): 195-219.
130. Hlavčova K., Kohnova S., Veliskova Y., Studvova Z., Sočuvka V. (2018): *Comparison of two concepts for assessment of sediment transport in small agricultural catchments*, J. Hydrol. Hydromech. 66(4): 404–415.
131. Hughes A. O., Quinn J. M., Mc Kergow L. A. (2012): *Land use influences on suspended sediment yields and event sediment dynamics within two headwater catchments, Waikato, New Zealand*, New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 46(3): 315-333.
132. Iaaich H., Moussadek R., Baghdad B., Mrabet R., Douaïk A., Abdelkrim D., Bouabdli A. (2016): *Soil erodibility mapping using three approaches in the Tangiers province –Northern Morocco*, International Soil and Water Conservation Research 4(3): 159-167.
133. Iital A., Stalnacke P., Deelstra J., Loigu E., Pihlak M. (2005): *Effects of large-scale changes in emissions on nutrient concentrations in Estonian rivers in the Lake Peipsi drainage basin*, Journal of Hydrology 304: 261–273.
134. Iqbal J., Shah M. H. (2015): *Study of Selected Metals Distribution, Source Apportionment, and Risk Assessment in Suburban Soil, Pakistan*, Journal of Chemistry: <http://dx.doi.org/10.1155/2015/481324>.
135. ISRIC (2020): International Soil Reference and Information Centre, приступљено 20.4.2020.
136. IUSS Working Group WRB (2015): *World Reference Base for Soil Resources 2014*, update 2015 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.
137. Iwegbue C. M. A. (2014): *Impact of land use types on the concentrations of metals in soils of urban environment in Nigeria*, Environ. Earth Sci. 72: 4567-4585.
138. Jansson M. B. (1988): *A Global Survey of Sediment Yield*, Physical Geography 70(1/2): 81-98.
139. Jerker J., Chalov S. R., Pietroni J., Alekseenko A. V., Thorslund J. (2017): *Patterns of soil contamination, erosion and river loading of metals in a gold mining region of northern Mongolia*, Reg Environ Change 17: 1991–2005.

140. Jiang Y., Chao S., Liu J., Yang Y., Chen Y., Zhang A., Cao H. (2017): *Source apportionment and health risk assessment of heavy metals in soil for township in Jiangsu Province, China*, Chemosphere 168: 1658-1668.
141. Jiao W., Ouyang W., Hao F., Liu B., Wang F. (2014): *Geochemical variability of heavy metals in soil after land use conservations in Northeast China and its environmental application*, Environ. Sci.: Processes Impacts 4: 924-931.
142. Jordan G., Van Rompaey A., Szilassi P., Csillag G., Mannaerts C., Woldai T. (2005): *Historical land use changes and their impact on sediment fluxes in the Balaton basin (Hungary)*, Agriculture, Ecosystems and Environment 108: 119-133.
143. Jovanović M. (2002): *Regulacija reka*, Rečna hidraulika i morfologija, Građevinski fakultet, Beograd.
144. Juergens C., Fander M. (1993): *Soil erosion assessment by means of Landsat TM and ancillary digital data in relation to water quality*, Soil technology 6: 2015-223.
145. Kabala C., Singh B.R. (2001): *Fracturation and mobility of copper, lead, and zinc in soil profiles in the vicinity of a copper smelter*, Journal of Environmental Quality 30: 485-492.
146. Kabata-Pendias A. (2011): *Trace elements in soils and plants*, 4th ed. CRC Press/Taylor & Francis, Boca Raton.
147. Kadović R. (1999): *Protiverozioni agroekosistemi*, ISBN 86-7299-046-3, Šumarski fakultet, Beograd.
148. Kadović R., Belanović S., Knežević M. (2002): *Heavy metal contents in sediment from experimental watersheds on mountain Goč*, Zemljište i biljka 51(3): 127-133.
149. Kadović R., Belanović S., Knežević M. (2007): *Ekološki kvalitet zemljišta u slivu i uticaj na kvalitet voda buduće akumulacije „Selova“*, Vodoprivreda 39(5-6): 401-407.
150. Kadović R., Cvetković M. (1992): *Contents of some microelements and heavy metals in the sediment from the experimental watersheds of the mountain Goč*, Environmental regeneration in headwaters: 249-254.
151. Kadović R., Knežević M. (1999): *Aerogagađenja i šumski ekosistemi Srbije – ugroženost i program proučavanja*, Glasnik Šumarskog fakulteta 80-81: 19-28.
152. Kadović R., Knežević M. (2002): *Teški metali u šumskim ekosistemima Srbije*, Šumarski Fakultet, Univerzitet u Beogradu.
153. Karbassi A. R., Monavari S. M., Nabi B. G. R., Nouri J., Nematpour K. (2007): *Metal pollution assessment of sediment and water in the Shur River*, Environ Monit Assess: 1-10.
154. Keblouti M., Ouerdachi L., Boutaghane H. (2012): *Spatial interpolation of annual precipitation in Annaba-Algeria – Comparison and Evaluation of Methods*, Energy Procedia 18: 468-475.
155. Keesstra S., Mol G., de Leeuw J., Okx J., Molenaar C., de Cleen M., Visser S. (2018): *Soil-Related Sustainable Development Goals: Four Concepts to Make Land Degradation Neutrality and Restoration Work*, Land 7(133): doi:10.3390/land7040133.
156. Kicińska A., Turek K. (2017): *Establishing geochemical background of elements present in soil and its application in the evaluation of soil pollution based on data collected in the Beskid Cadecki region*, Geoinformatica Polonica 16: 87-99.
157. Kijowska-Strugała M., Bucala-Hrabia A., Demczuk P. (2018): *Long-term impact of land use changes on soil erosion in an agricultural catchment (in the Western Polish Carpathians)*, Land degradation and development 29(6): 1871-1884.

158. Kirkby M. J., Abrahart R. J., Mc Mahon M. D., Shao J., Thornes J. B. (1998): *MEDALUS soil erosion models for global change*, *Geomorphology* 24(1): 35-49.
159. Kirkby M. J., Le Bissonais Y., Coulthard T. J., Daroussin J., McMahon M. D. (2000): *The development of Land Quality Indicators for Soil degradation by Water Erosion*, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 81: 125-135.
160. Knežević M., Košanin O. (2007): *Praktikum iz pedologije*, Univerzitet u Beogradu, Šumarski fakultet.
161. Knisel W. G. (1980): *CREAMS. A Field Scale Model for Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems*. U.S. Dept Agric., Conserv. Res. Rep. No. 26 .
162. Koch A., Mcbratney A. B., Adams M., Field D. J., Hill R., Crawford J., Minasny B., Lal R., Abbott L. K., O`Donnell A., Angers D., Baldock J., Barbier E., Binkley D., Parton W., Wall D. H., Bird M., Bouma J., Chenu C, Flora C. B., Goulding K., Grunwald S., Hempel J., Jastrow J., Lehmann J., Lorenz K., Morgan C. L., Rice C. W., Whitehead D., Young I., Zimmermann M. (2013): *Soil security: Solving the Global Soil Crisis*, *Global Policy* 4(4): 434-441.
163. Kokkinos C. M., Baltzidis E., Xynogala D. (2016): *Prevalence and personalitz correlates of Facebook bullying among university undergraduates*, *Computer in Human Behavior* 55: 840-850.
164. Kostadinov S. (1992): *Soil erosion and sediment transport depending on land use in the watershed*, *Environmental regeneration in headwaters*: 162-169.
165. Kostadinov S. i sar. (2008–2010): *Zaštita kvaliteta voda u akumulaciji kontrolom erozionih procesa u slivu*, Naučno-istraživački projekat, Ministarstvo nauke Republike Srbije.
166. Kostadinov S., Belanović S, Kadović R., Zlatić M., Todosijević M. (2012): *Soil Erosion, Sediment Transport and their Environmental Effects in the Watershed of the Water Reservoir "Prvonek" in Serbia*, BALWOIS 2012 – Ohrid, Republic of Macedonia – 28 May, 2 June 2012.
167. Kostadinov S., Zlatić M., Dragičević S., Novković I., Košanin O., Borisavljević A., Lakićević M., Mladjan D. (2014): *Anthropogenic influence on erosion intensity changes in the Rasina river watershed – central Serbia*, *Fresenius Environmental Bulletin* 23(1): 1-10.
168. Kowalska J. B., Zaleski T., Józefowska A., Mazurek R. (2019): *Soil formation on calcium carbonate-rich parent material in the outer Carpathian Mountains – A case study*, *Catena* 174: 436-451.
169. Krasilnikov P., Gutiérrez-Castorena M. D. C., Ahrens R. J., Cruz-Gaistardo C. O., Sedov S., Solleiro-Rebolledo E. (2013): *The soils of Mexico*, doi:10.1007/978-94-007-5660-1.
170. Laflen J. M., Lane L. J., Foster G. R. (1991): *WEPP—a next generation of erosion prediction technology*, *Journal of Soil Water Conservation* 46(1): 34–38.
171. Lana-Renault N, Regüés D. (2009): *Seasonal patterns of suspended sediment transport in an abandoned farmland catchment in the Central Spanish Pyrenees*, *Earth Surf. Process. Landforms* 34: 155-161.
172. Lane E. W., Borland W. M. (1951): *Estimating bed load*, *Truns, Am, Geophys, Union* 32: 121-123
173. Larson D. J., Capel P. D., Majewski M. S. (1997): *Pesticides in surface water: Distribution, trends and governing factors*, Chelsea, Michigan, USA: 373.
174. Laubel A. R. (2004): *Delivery of suspended sediment and associated phosphorus and heavy metals to small rural Danish streams*, Doctoral Dissertation, National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Denmark.

175. Lavado-Garcia J., Roncero-Martin R., Moran J. M., Pedrera-Canal M., Aliaga I., Leal-Hernandez O., Rico-Martin S., Canal-Macias M. L. (2018): *Long-chain omega-3 polyunsaturated fatty acid dietary intake is positively associated with bone mineral density in normal and osteopenic Spanish women*, PLOS One 13(1) e0190539.
176. Lave J., Avouac J. P. (2001): *Fluvial incision and tectonic uplift across the Himalayas of central Nepal*, J. Geophys. Res. 106: 26561-26591.
177. Lazarević R. (1998): *Erozija zemljišta kao indikator vodnog režima*, Vodni resursi sliva Velike Morave i njihovo korišćenje, Kruševac.
178. Le Bissonnais Y., Montier C., Jamagne M., Daroussin J., King D. (2002): *Mapping erosion risk for cultivated soil in France*, Catena 46: 207-220.
179. Lense G. H. E., Parreiras T. C., Moreira R. S., Avanzi J. C., Mincato R. L. (2019): *Estimates of soil losses by the erosion potential method in tropical latosols*, Ciência e Agrotecnologia 43, 43:e012719.
180. Lenzi M. A., Mao L., Comiti F. (2003): *Interannual variation of suspended sediment load and sediment yield in an alpine catchment*, Hydrological Sciences-Journal-des Sciences Hydrologiques 48: 899-915.
181. Leonard R. A., Knisel W. G., Still D. A. (1987): *GLEAMS: Groundwater loading effects of agricultural management systems*. Transactions of ASAE 30(5): 1403-1418.
182. Li H., Wang M., Zhang W., Zhang Z., Zhang X. (2016): *Fractional Characteristics of Heavy Metals Pb, Zn, Cu, and Cd in Sewer Sediment from Areas in Central Beijing, China*, Journal of Chemistry, ID 9724128.
183. Li Q. S., Wu Z. F., Chu B., Zhang N., Cai S. S., Fang J. H. (2007): *Heavy metals in coastal wetland sediments of the Pearl River Estuary, China*, Environ. Pollut. 149: 158-164.
184. Lightfoot P. C. (2017): *Sudbury nickel in a global context*, Nickel Sulfide Ores and Impact Melts, Chapter 6: 510-591.
185. Lintern A., Webb J. A., Ryu D., Liu S., Bende-Michl U., Waters D., Leahy P., Wilson P., Western A. W. (2017): *Key factors influencing differences in stream water quality across space*, WIREs Water 5(1), <https://doi.org/10.1002/wat2.1260>
186. Loska K., Cebula J., Pelczar J., Wiechula D., Kwapulinski J. (1995): *Use of enrichment, and contamination factors together with geoaccumulation indexes to evaluate the content of Cd, Cu, and Ni in the Rybnik Water reservoir in Poland*, Water, Air, and Soil Pollution 93: 347-365.
187. Loska K., Wiechula D., Korus I. (2004): *Metal contamination of farming soils affected by industry*, Environment International 30: 159-165.
188. Loureiro N. S., Coutinho M. A. (2001): *A new procedure to estimate the RUSLE EI30 index, based on monthly rainfall data and applied to the Algarve region*. Port., J. Hydrol. 250: 12-18.
189. Lu X., Li Y., Washington-Allen R. A., Li Y., Li H., Hu Q. (2017): *The effect of grid size on the quantification of erosion, deposition, and rill network*, International Soil and Water Conservation Research 5(3): 241-251.
190. Ludwig B., Boiffin J., Chadoeuf J., Auzet A. V. (1995): *Hydrological structure and erosion damage caused by concentrated flow in cultivated catchments*, Catena 25: 227-252.
191. Luo W., Pelletioe J. D., Duffin K., Ormand C. J., Hung W., Iverson E.A., Shernoff D., Yhai X., Chowdarz A. (2000): *A web-based interactive landform simulation model (WILSIM)*, Computers and Geosciences 30: 201-220.

192. Maanan M., RuizFernandez A. C., Maanan M., Fattal P., Zourarah B., Sahabi M. (2014): *A long-term record of land use change impacts on sediments in Oualidia lagoon, Morocco*, International Journal of Sediment Research 29: 1-10.
193. MacDonald D. D., Ingersoll C. G., Berger T. A. (2000): *Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for fresh-water ecosystems*, Arch Environ Contam Toxicol 39: 20-31.
194. Mackenzie F. T., Ver L. M., Lerman A. (2002): *Century-scale nitrogen and phosphorus controls of the carbon cycle*, Chemical Geology 190(4): 13-32.
195. Maddock T., Borland W. M. (1950): *Sedimentation studies for the Planning of Reservoirs by the Bureau of Reclamation*, Technical Report, United States Department of the Interior, Bureau of Reclamation, Branch of Project Planning.
196. Mar Lopez T., Aide T. M., Scatena F. N. (1998): *The effect of Land use on soil erosion in the Guadiana Watershed in Puerto Rico*, Caribbean Journal of Science 34(3-4): 298-307.
197. Marcinkonis S. (2006): *Nutrient leaching in dominant Lithuanian soils*, Archives of Agronomy and Soil Science, DOI: 10.1080/03650340600560087.
198. Mazurek R., Kowalska J., Gasiorek M., Zadrozny P., Jozefowska A., Zaleski T., Kepka W., Tymczuk M., Orłowska K. (2017): *Assessment of heavy metals contamination in surface layers of Roztocze National Park forest soils (SE Poland) by indices of pollution*, Chemosphere 168: 839-850.
199. McCauley J. D., DeGraeve G. M., Linton T. K. (2000): *Sediment quality guidelines and assessment: overview and research needs*, Environmental Science & Policy 3: 133-144.
200. McCown R. L., Hammer G. L., Hargreaves J. N. G., Holzworth D. P., Freebairn D. M. (1996): *APSIM: a novel software system for model development, model testing, and simulation in agricultural systems research*, Agricultural Systems 50: 255-71.
201. Meyer C. R., Wagner L. E., Yoder D. C., Flanagan D. C. (2001): *Soil Erosion Research for the 21st Century*, Proc. Int. Symp. ASAE 701P0007: 358-361.
202. Milanese L., Pilotti M., Clerici A. (2014): *The Application of the Erosion Potential Method to Alpine Areas: Methodological Improvements and Test Case*, Geology for Society and Territory 3: 347-350.
203. Milenkovic N., Damjanovic M., Ristic M. (2005): *Study of Heavy Metal Pollution in Sediments from the Iron Gate (Danube River), Serbia and Montenegro*, Polish Journal of Environmental Studies 14(6): 781-787.
204. Mitasova H., Hofierka J., Zlocha M., Iverson L.R. (1996): *Modelling topographic potential for erosion and deposition using GIS*, International Journal of Geographical Information Systems 10: 629-641.
205. Mohammadi M., Darvishan A. K., Bahramifar N. (2019): *Spatial distribution and source identification of heavy metals (As, Cr, Cu and Ni) at sub-watershed scale using geographically weighted regression*, International Soil and Water Conservation Research 7: 308-315.
206. Morgan R. P. C., Quinton J. N., Smith R.E., Govers G., Poesen J. W. A., Auerswald K., Chisci G., Torri D., Styczen M. E. (1998): *The european soil erosion model (eurosem): a dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments*, Earth Surface Processes and Landforms 23: 527-544.

207. Moriasi D. N., Arnold J. G., Van Liew M. W., Bingner R. L., Harmel R. D., Veith T. L. (2007): *Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations*, Transactions of the ASAE 50(3): 885-900.
208. Mortatti J., Probst J. L. (2010): *Characteristics of heavy metals and their evaluation in suspended sediments from Piracicaba river basin (São Paulo, Brazil)*, Revista Brasileira de Geociências 40(3): 375-379
209. Naipal V., Reick C., Pongratz J., Van Oost K. (2015): *Improving the global applicability of the RUSLE model – adjustment of the topographical and rainfall erosivity factors*, Geosci. Model Dev. 8: 2893–2913.
210. Namieśnik J., Rabajczyk A. (2010): *The speciation and physico-chemical forms of metals in surface waters and sediments*, Chemical Speciation & Bioavailability 22(1): 1-24.
211. Nan Z., Zhao C., Li J., Chen F., Sun W. (2002): *Relations between soil properties and selected heavy metal concentrations in spring wheat (Triticum aestivum L.) grown in contaminated soils*, Water Air Soil Pollut 133(1):205-213.
212. Nash J. E., Sutcliffe J. V. (1970): *River flow forecasting through conceptual model*, Journal of Hydrology 10: 282-290.
213. Nasrabadi T., Ruegner H., Sirdari Z. Z., Schwientek M., Grathwohl P. (2016): *Using total suspended solids (TSS) and turbidity as proxies for evaluation of metal transport in river water*, Applied Geochemistry 68: 1-9.
214. Neupane G., Roberts J. S. (2007): *Quantitative Comparison of Heavy Metals and As Accumulation in Agricultural and Forest Soils near Bowling Green, Ohio*, Water, Air and Soil Pollution 197(1-4): 289-301.
215. Nguyen K. A., Chen W. (2018): *Estimating sediment delivery ratio by stream slope and relief ratio*, MATEC 192, 02040.
216. Novotny V., Olem H. (1994): *Water quality: Prevention, identification, and management of diffuse pollution*, New York: Van Nostrand Reinhold: 1054.
217. Nu-Fang F., Zhi-Hua S., Lu L., Cheng J. (2011): *Rainfall, runoff, and suspended sediment delivery relationships in a small agricultural watershed of the Three Gorges area, China*, Geomorphology 135(1-2): 158-166.
218. OECD (2001): *Environmental Indicators for Agriculture*; Methods and Results 3, Paris.
219. OECD (2019): *Chemicals Database* (<https://hvpchemicals.oecd.org/ui/Default.aspx>) – pristupljeno 26.maja 2019.
220. Ogundiran M. B., Osibanjo O. (2015): *Mobility and speciation of heavy metals in soils impacted by hazardous waste*, Chemical Speciation & Bioavailability 21(2): 59-69.
221. Ollie M. R., Kironoto B. A., Yulistyanto B., Sunjoto D. (2017): *Determining sediment delivery ratio of catchment of reservoir in Java*, Conference Paper, Konferenci Nasional Pascasarjana Teknik Sipil.
222. Onstad C. A., Brakensiek D. L. (1968): *Watershed simulation by stream path analogy*, Water Resources Res. 4(5): 965-971.
223. Owliaie H. R., Abtahi A., Heck R. J. (2006): *Pedogenesis and clay mineralogical investigation of soils formed on gypsiferous and calcareous materials, on a transect, southwestern Iran*, Geoderma 134: 62–81.
224. Páez-Osuna F., Bojórquez-Leyva H., Bergés-Tiznado M., Rubio-Hernández O. A., Fierro-Sañudo J. F., Ramírez-Rochín J., León-Cañedo J. A. (2015): *Heavy metals in waters and*

- suspended sediments affected by a mine tailing spill in the upper San Lorenzo River, Northwestern México*, Bull Environ Contam Toxicol 94: 583–588.
225. Pahernik M. (2007): *Digital analysis of the slopes of Rab island*, Geoadria 12(1): 3-22.
226. Panagos P., Ballabio C., Borrelli P., Meusburger K. (2016): *Spatio-temporal analysis of rainfall erosivity and erosivity density in Greece*, Catena 137: 161-172.
227. Panagos P., Ballabio C., Borrelli P., Meusburger K., Klik A., Rousseva S., Perčec Tadić M., Michaelides S., Habalikova M., Olsen P., Aalto J., Lakatos M., Rymaszewicz A., Dumitrescu A., Begueria S., Alewell C. (2015c): *Rainfall erosivity in Europe*, Science of Total Environment 511: 801-814.
228. Panagos P., Borrelli P., Meusburger K. (2015d): *A New European Slope Length and Steepness Factor (LS-Factor) for Modeling Soil Erosion by Water*, Geosciences 5(2): 117-126.
229. Panagos P., Borrelli P., Meusburger K., Alewell C., Lugato E., Montanarella L. (2015b): *Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale*, Land use policy 48: 38-50.
230. Panagos P., Borrelli P., Poesen J., Ballabio C., Lugato E., Meusburger K., Montanarella L., Alewell C. (2015a): *The new assessment of soil loss by water erosion in Europe*, Environmental Science & Policy 54: 438-447.
231. Panagos P., Katsoyiannis A. (2019): *Soil erosion modelling: The new challenges as the result of policy developments in Europe*, Environmental Research 172: 470-474.
232. Panagos P., Meusburger K., Alewell C., Montanarella I. (2012): *Soil erodibility estimation using LUCAS point survey data of Europe*, Environmental Modelling and Software 30: 143-145.
233. Panagos P., Meusburger K., Ballabio C., Borrelli P., Alewell C. (2014): *Soil erodibility in Europe: A high-resolution dataset based on LUCAS*, Science of Total Environment 479–480: 189–200.
234. PAP/RAC (1997): *Guidelines for mapping and measurement of rainfall-induced erosion processes in the Mediterranean coastal areas*. PAP-8/PP/GL.1, Priority Actions Programme Regional Activity Centre (MAP/UNEP)
235. PARCOM (1994): *Final report of the PARCOM sediment re-worker ring-rest workshop*, Commission Group on Oil Pollution, GOP/181414-8.
236. Pardo R., Barrado E., Pérez L., Vega M. (1990): *Determination and speciation of heavy metals in sediments of the Pisuerga River*, Wat. Res. 24 (3): 373-379.
237. Pascoe D., Taylor E., Maund S. J. (1992): *Development and validation of methods for evaluating chronic toxicity to freshwater ecosystems*, Report for the Assessment of Risks Associated with Chemicals (Ecotoxicology): 36.
238. Patault E., Alary C., Franke C., Gauthier A., Abriak N.E. (2019): *Assessing temporal variability and controlling factors of the sediment budget of a small agricultural catchment in Northern France (the Pommeroye)*, Heliyon 5(3): e01407
239. Pempkowiase J., Sikora A., Biernacka E. (1999): *Speciation of heavy metals in marine sediments vs their bioaccumulation by mussels*, Chemosphere 39: 313–321.
240. Perović V. (2015): *Assessment of soil erosion potential by application of USLE and PESERA models on the territory of Prvonek catchment*, Doctoral Dissertation, Faculty of forestry, Belgrade, Serbia.

241. Perović V., Kadović R., Djurdjević V., Braunović S., Čakmak D., Mitrović M., Pavlović P. (2019): *Effects of changes in climate and land use on soil erosion: a case study of the Vranjska Valley, Serbia*, Regional Environmental Change 19: 1035–1046.
242. Peterjohn W. T. Correll D. L. (1984): *Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest*, Ecology 65: 1466-1475.
243. Petrovic M., Eljraat E., Diez S., Kowalewska G., Barcelo D. (2007): *Chemical analysis of contaminants in sediments*, Sustainable management of sediment resources 1: 61-129.
244. Piairo H., Menezes R., Sousa I., Figueira R., Sérgio C. (2014): *Spatial modeling of factor analysis scores*, Environmental Science and Pollution Research 21: 13420–13433.
245. Pimentel D., Harvey C., Resosudarmo P., Sinclair K., Kurz D., McNair M., Crist S., Shpritz L., Fitton L., Saffouri R., Blair R. (1995): *Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits*, Science 267 (5201): 1117-1123.
246. Podwojewski P. (1994): *The occurrence and interpretation of carbonate and sulfate minerals in a sequence of Vertisols in New Caledonia*, Geoderma 65: 223-248.
247. Poh S. C., Tahir N. M. (2016): *The common pitfall of using enrichment factor in assessing soil heavy metal pollution*, Malaysian Journal of Analytical Sciences 21(1): 52-59.
248. Potter C. S., Klooster S. A. (1997): *Global model estimates of carbon and nitrogen storage in litter and soil pools: response to changes in vegetation quality and biomass allocation*, Tellus B: Chemical and Physical Meteorology 49: 1-17.
249. Power E. A., Chapman P. M. (1992): *Assessing sediment quality*, Sediment Toxicity Assessment: 1 – 18.
250. Pratt-Sitaula B., Garde M., Burbank D. W., Oskin M., Heimsath A., Gabet E. (2007): *Bedload-to-suspended load ratio and rapid bedrock incision from Himalayan landslide-dam lake record*, Quaternary Research 68: 111-120.
251. Qiao P., Lei M., Guo G., Yang J., Zhou X., Chen T. (2017): *Quantitative Analysis of the Factors Influencing Soil Heavy Metal Lateral Migration in Rainfalls Based on Geographical Detector Software: A Case Study in Huanjiang County, China*, Sustainability 9: 1227.
252. Quansah C., Ampontuah E.O., Tetteh F. M. K., Amankwal A. S., Safo E. Y., Kyeibaffour N. (1997): *Fertility erosion under variable mulching rates*, Workshop on Erosion Induced Loss in Soil Productivity, FAO: 103–119.
253. Quijano L., López-Vicente M., Gaspar L., Machín J., Navas A. (2013): *Modelling soil redistribution in a hydrologically defined crop field with WATEM/SEDEM*, Geophysical Research Abstracts 15, EGU2013-5413.
254. Quinton J. N., Catt J. A. (2007): *Enrichment of Heavy Metals in Sediment Resulting from Soil Erosion on Agricultural Fields*, Environ. Sci. Technol. 41: 3495-3500.
255. Rahaman S. S., Aruchamy S., Jegankumur R., Ajeez S. A. (2015): *Estimation of annual average soil loss, based on RUSLE model in Kallar watershed, Bhavani basin, Tamil nadu, India*, ISPRS Ann. Photogramm. Remote Sens. Spatial Inf. Sci., II-2/W2: 207-214.
256. Ramireddygarri S., Govindaraju R., Erickson L. (2020): *Modeling of heavy metal transport and soil erosion in surface runoff*, Kansas State University, Hazardous Substance Research Center.
257. Rattan R., Datta S., Chhonkar P., Suribabu K., Singh A. (2005): *Long-term impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater-a case study*, Agric Ecosyst Environ 109(3): 310–322.

258. Refsgaard J. C., Storm B. (1990): *Construction, Calibration and Validation of Hydrological Models*, Distributed Hydrological Modelling: 41-54.
259. Renard K., Foster G., Weesies G., Mc Cool D., Yoder D. (1997): *Predicting soil resoion by water:a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*, USDA, Agriculture Handbook Number 703.
260. Rey F. (2003): *Influence of vegetation distribution on sediment yield in forested marly gullies*, Catena 50(2-4): 549-562.
261. Ride D. R. (2005): *Abundance of Elements in the Earth's Crust and in the Sea*, Section 14, CRC Handbook of Chemistry and Physics, Geophysics, Astronomy and Acoustics, Boca Raton, Fla, USA, 85th edition.
262. Rieuwerts J. S., Thornton I., Farago M. E., Ashmore M. R. (1998): *Factors influencing metal bioavailability in soils: preliminary investigations for the development of a critical loads approach for metals*, Chemical Speciation and Bioavailability 10(2): 61-75.
263. Rinklebe J., Shaheen S. M. (2014): *Assessing the mobilization of cadmium, lead, and nickel using a seven-step sequential extraction technique in contaminated floodplain soil profiles along the Central Elbe River, Germany*, Water Air Soil Pollut. 225(8): 2039.
264. Ristić R., Dragović N., Helga P., Wolfslehner B. (2017): *Natural resource management in Southeast Europe: forest, soil and water*, ISBN 978-608-4536-07-9.
265. Ristić R., Dragović N., Stajić B., Radić B., Vulević T. (2017): *Overview of the Natural Resource Management in the Republic of Serbia*, Chapter B6, Natural Resource Management in Southeast Europe: Forest, Soil and Water, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ), GmbH. ISBN 978-608-4536-07-9.
266. Ristić R., Ljujić M., Despotović J., Aleksić V., Radić B., Nikić Z., Milčanović V., Malušević I., Radonjić J. (2013): *Reservoir sedimentation and hydrological effects of land use changes-case study of the experimental Dičina river watershed*, Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences 8(1): 91-98.
267. Ristić R., Marković A., Radić B., Nikić Z., Vasiljević N., Živković N., Dragičević S. (2011): *Environmental impacts in serbian ski resorts*, Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences 6(2): 125-134.
268. Ristić R., Radić B., Vasiljević N., Nikić Z. (2011): *Land use change for flood protection – A prospective study for the restoration of the river Jelašnica watershed*, Bulletin of the Faculty of Forestry 103: 115-130.
269. Ritter A., Muñoz-Carpena R. (2013): *Performance evaluation of hydrological models: Statistical significance for reducing subjectivity in goodness-of-fit assessments*, Journal of Hydrology 480: 33-45.
270. Rodriguez J. A. M., Lopez M. A., Grau J. M. G. (2006): *Heavy metals contents in agricultural topsoils in the Ebro basin (Spain). Application of the multivariate geostatistical methods to study spatial variations*, Environmental Pollution 144: 1001-1012.
271. Rodriguez J. A. M., Nanos N., Grau J. M. G., Gil L., Lopez M. A. (2008): *Multiscale analysis of heavy metal contents in Spanish agricultural topsoils*, Chemosphere 70(6): 1085-1096.
272. Rojas R., Velleux M., Julien R. Y., Asce M., Johnson B. E. (2008): *Grid Scale Effects on Watershed Soil Erosion Models*, Journal of hydrologic engineering 13(9): 793-802.
273. Römken M. J. M., Young R. A., Poesen J. W. A., Mc Cool D. K., El-Swaify S. A., Bradford J. M. (1997): *Soil erodibility factor (K)*, Predicting soil erosion by water: a guide to

- conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Washington, DC, USA: Agric. HB 703: 65-99.
274. Römken P., de Vries W., Kros H. (2017): *Dynamic Cadmium balances in arable soils and grassland soils in the EU: impact of revision of fertiliser regulation on accumulation rates and levels of Cd in soils*, Wageningen Environmental Research (Alterra).
275. Roose E. (1996): *Land husbandry – Components and strategy*, 70 FAO Bulletin.
276. Rügner H., Schwientek M., Milačić R., Zuliani T., Vidmar J., Paunović M., Laschou S., Kalogianni E., Skoulikidis N. T., Diamantini E., Majone B., Bellin A., Chiogna G., Martinez E., López de Alda M., Díaz-Cruz M.S., Grathwohl P. (2019): *Particle bound pollutants in rivers: : Results from suspended sediment sampling in Globaqua River Basins*. Sci Total Environ. 647: 645–52.
277. Sadeghi S. H. R., Harchegani M. K., Younesi H. A. (2012): *Suspended sediment concentration and particle size distribution, and their relationship with heavy metal content*, Journal of Earth System Science 121:63-71.
278. Salazar M. J., Rodriguez J. H., Nieto L. G., Pignata M. L. (2012): *Effects of heavy metal concentrations (Cd, Zn ad Pb) in agricultural soils near different emission sources on quality, accumulation and food safety in soybean (Glycine max (L.) Merrill)*, Journal of Hazardous Materials 233-234: 244-253.
279. Salminen R., Batista M. J., Bidovec M., Demetriades A. et al. (2005): *Geochemical Atlas of Europe*. Part 1: Background Information, Methodology and Maps. ISBN: 951-690-921-3.
280. Santos J. C. N., Andrade E. M., Medeiros P. H. A., Palacio H. A. Q., Neto J. R. A. (2017): *Sediment delivery ratio in a small semi-arid watershed under conditions of low connectivity*, Revista Ciência Agronômica 48(1): 49-58.
281. Savci S. (2012): *Investigation of effects of chemical fertilizers on environment*, APCBEE Procedia 1: 287-292.
282. Schetagne R., Doyon J. F., Fournier J. J. (2009): *Export of mercury downstream from reservoirs*. Science of the Total Environment 260(1–3): 135-145.
283. Schmidt J. (1991): *A mathematical model to simulate rainfall erosion*, Erosion, transport and deposition processes – theories and models, Catena Supplement 19: 101-109.
284. Schmidt P., Zennegg M., Dubendorf E., Holm P., Pietsch C., Bruschiweiler B., Kuchen A., Staub E., Tresp J. (2010): *Polychlorobiphényles (PCB) dans les eaux en Suisse. Données concernant la contamination des poissons et des eaux par les PCB et les dioxines : évaluation de la situation*, Connaissance de l'environnement 1002: 104.
285. Schmitt A., Reimer A., Hermanns N., Huber J., Ehrmann D., Schall S., Kulzer B. (2016): *Assessing Diabetes Self-Management with the Diabetes Self-Management Questionnaire (DSMQ) Can Help Analyse Behavioural Problems Related to Reduced Glycaemic Control*, PLOS One, DOI:10.1371/journal.pone.0150774.
286. Schoellhamer D. H., Mumley T. E., Leatherbarrow J. E. (2007): *Suspended sediment and sediment-associated contaminants in San Francisco Bay*, Environmental Research 105: 119-131.
287. Schultz-Zunkel C., Krueger F. (2009): *Trace metal dynamics of floodplain soils of the river Elbe: a review*, Journal of Environmental Quality 38: 1349–1362.
288. SEPA (2014): Резултати мерења концентрација тешких метала у наносу у сливу Западне Мораве за период 2012–2017 година, из базе података Агенције за заштиту животне средине. Подаци достављени 3.7.2019.

289. SEPA (2019): *Kvalitet sedimenata reka i akumulacija Srbije*, Ministarstvo zaštite životne sredine, Agencija za zaštitu životne sredine, ISBN 978-86-87159-23-5.
290. Shaheen A., Iqbal J. (2018): *Spatial Distribution and Mobility Assessment of Carcinogenic Heavy Metals in Soil Profiles Using Geostatistics and Random Forest, Boruta Algorithm*, Sustainability 10: 799.
291. Shaheen S. M., Antić-Mladenović S., Wang S. L., Niazi N. K., Tsadilas C. D., Yong S. O., Rinkelbe J. (2019): *Nickel Mobilization/Immobilization and Phytoavailability in Soils as Affected by Organic and Inorganic Amendments*, Nickel in soils and plants: 265-292.
292. Sharma R. M. S., Raju N. S. (2013): *Correlation of heavy metal contamination with soil properties of industrial areas of Mysore, Karnataka, India by cluster analysis*, International Research Journal of Environmental Sciences 2: 22-27.
293. Shi J. B., Ip C. C., Zhang G., Jiang G. B., Li X. D. (2010): *Mercury profiles in sediments of the Pearl River Estuary and the surrounding coastal area of South China*, Environ. Pollut. 2158: 1974–1979.
294. Siddhartho S. P., Jianbing L., Yubao L., Lei S. (2019): *Assessing Land Use – Land Cover Change and Soil Erosion Potential using a Combined Approach through Remote Sensing, RUSLE, and Random Forest Algorithm*, Geocarto International: DOI: 10.1080/10106049.2019.1614099.
295. Simons D. B., Senturk F. (1977): *Sediment transport technology*, Water Resources Publications, Fort Collins, Colorado, USA: 572.
296. Singh R., Gautam N., Mishra A., Gupta R. (2011): *Heavy metals and living systems: An overview*, Indian J Pharmacol. 43(3): 246-253.
297. Sipos P., Choi C., Nemeth T., Szalai Z., Poka T. (2015): *Relationship between iron and trace metal fractionation in soils*, Chemical Speciation & Bioavailability 26(1): 21-30.
298. Škorić A., Ćirić M., Filipovski G. (1985): *Klasifikacija zemljišta Jugoslavije*, Sarajevo.
299. Smith K. M., Apicella C. L. (2017): *Winners, losers, and posers: The effect of power poses on testosterone and risk-taking following competition*, Hormones and Behavior 92: 172-183.
300. Solaimani K., Modallaldoust S., Lotfi S. (2009): *Investigation of land use changes on soil erosion process using geographical information system*, Int J Environ Sci Tech 6(3): 415–424.
301. Souchere V., Cerdan O., Le Bissonnais Y., Couturier A., King D., Papy F. (2001): *Incorporating surface crusting and its spatial organization in runoff and erosion modeling at the watershed scale*, Sustaining the Global Farm, 10th International Soil Conservation Meeting, USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory: 888-895.
302. Spalević V., Nyssen J., Ćurović M., Lenaerts T., Kerckhof A., Annys K., den Branden J., Frankl A. (2013): *The impact of land use on soil erosion in the river basin boljanska rijeka in Montenegro*, IV International Symposium „Agrosym 2013“, Jahorina, BiH, 10.7251/AGSY1303054S.
303. Stenta H. R., Riccardi G. A., Basile P. A. (2017): *Grid size effects analysis and hydrological similarity of surface runoff in flatland basins*, Hydrological Sciences Journal 62(11): <https://doi.org/10.1080/02626667.2017.1349315>.
304. Stone J. R., Gilliam J. W., Cassel D. K., Daniels R. B., Nelson L. A. Kleiss H. J. (1985): *Effect of erosion and landscape position on the productivity of Piedmont soils*, Soil Sci. Soc. Am. J. 49: 987-991.

305. Stone M., Haight M. (2000): *Distribution of dioxins and furans in size-fractionated suspended solids in Canagagigue Creek, Elmira, Ontario*, The role of erosion and sediment transport in nutrient and contaminant transfer 263: 159-166.
306. Stueber A. M., Goles G. G. (1967): *Abundances of Na, Mn, Cr, Sc and Co in ultramafic rocks*, Geochimica et Cosmochimica Acta 31(1): 75-93.
307. Summa V., Boccia P., Lettino A., Margiotta S., Palma A., Ragone P. P., Sinisi R., Zanelatto M., Sturchio E. (2019): *Mobility of trace metals in serpentinite-derived soils of the Pollino Massif (Southern Italy): insights on bioavailability and toxicity*, Environ Geochem Health: <https://doi.org/10.1007/s10653-019-00497-y>.
308. Summerfield M. A., Hulton N. J. (1984): *Natural controls of fluvial denudation rates in major world drainage basins*, J. Geophys. Res. 99: 13871-13883.
309. Sungur A., Soylak M., Ozcan H. (2015): *Investigation of heavy metal mobility and availability by the BCR sequential extraction procedure: relationship between soil properties and heavy metals availability*, Chemical Speciation & Bioavailability 26(4): 219-230.
310. Suresh R. (2000): *Soil and water conservation engineering*, Standard Publishers Distributors, New Delhi.
311. Sutherland R. A. (2000): *Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii*, Environmental Geology 39: 611-627.
312. Takáč P., Szabová T., Kozáková I., Benková M. (2009): *Heavy metals and their bioavailability from soils in the long-term polluted Central Spiš region of SR*, Plant soil environ. 55(4): 167-172.
313. Takken I., Jetten V., Govers G., Nachtergaele J., Steegen A. (2001): *The effect of tillage-induced roughness on runoff and erosion patterns*, Geomorphology 37.
314. Tang W., Shan B., Zhang H., Zhang W., Yu Zhao, Yuekui D., Rong N., Zhu X. (2014): *Heavy Metal Contamination in the Surface Sediments of Representative Limnetic Ecosystems in Eastern China*, Scientific Report 1-7: DOI: 10.1038/srep07152.
315. Tiller K. G. (1989): *Heavy metals in soil and their environmental significance*, Advances in Soil Science 9: 113-142.
316. Tirado R., Allsop M. (2012): *Phosphorus in agriculture: problems and solutions*, Greenpeace Research Laboratories Technical Report (Review) 02-2012.
317. Todosi C., Niculita M., Boca B., Bucur D. (2016): *Reservoir sedimentation analysis using gis techniques in the bahluet catchment in the perspective of sustainable agricultural development*, Journal of Environmental Protection and Ecology 17(3): 1095-1104.
318. Turowski J. M., Rickenmann D., Dadson S. J. (2010): *The partitioning of the total sediment load of a river into suspended load and bedload: a review of empirical data*, Sedimentology 57: 1126-1146.
319. Tyler L. D., Gerth J., Brummer G. (1984): *The relative affinities of Cd, Ni and Zn, for different soil clay fractions and goethite*, Geoderma 34: 17-35.
320. US Congress (1972): *Federal Water Pollution Control Act Amendments*. P.L. 92-500
321. Uduma A. U., Awagu E. F. (2013): *Manganese as a Reference Element for the assessment of zinc Enrichment and depletion in selected farming soils in Nigeria*, Research Journal of Environmental and Earth Sciences 5(9): 497-504.

322. UMASS (2020): University of Massachusetts, *Analysis of Environmental Data*, <https://www.umass.edu/landeco/teaching/ecodata/schedule/exploratory.pdf> (приступљено 9.4.2020.)
323. Ure A. M., Berrow M. L. (1982): *The elemental constituents of soils, in environmental chemistry*, The Royal Society of Chemistry 2: 94 – 204.
324. USDA (1972): *Sediment sources, yields, and delivery ratios*, National Engineering Handbook, Section 3 Sedimentation.
325. USDA (1992): *Ephemeral gully erosion model EGEM*, Version 2.0.
326. USDA (2017): *Soil Survey Manual, Soil, Science Division Staff*, Handbook 18.
327. Van der Knijff J. M., Jones R. J. A., Montanarella L. (1999): *Soil erosion risk assessment in Italy*, Luxemburg: European Commission.
328. Van Dessel W., van Rompaey A., Poelmans L., Szilassi P. (2008): *Predicting land cover changes and their impact on the sediment influx in the Lake Balaton catchment*, Landscape Ecol. 23: 645–656.
329. Van Oost K., Govers G., Desmet P. J. J. (2000): *Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage*, Landscape Ecology 15: 577-589.
330. Van Rompaey A. J. J., Bazzoffi P., Jones R. J. A., Montanarella L. (2005): *Modeling sediment yields in Italian catchments*, Geomorphology 65(1–2): 157-169.
331. Van Rompaey A. J. J., Krasa J., Dostal T. (2007): *Modelling the impact of land cover changes in the Czech Republic on sediment delivery*, Land Use Policy 24: 576-583.
332. Van Rompaey A. J. J., Verstraeten G., Van Oost K., Govers G., Poesen J. (2001): *Modelling mean annual sediment yield using a distributed approach*, Earth Surface Processes and Landforms 26(11): 1221-1236.
333. Van Rompaey A. J. J., Govers G., Puttemans C. (2002): *Modelling land use changes and their impact on soil erosion and sediment supply to rivers*, Earth Surf. Process. Landforms 27: 481–494
334. Van Rompaey A. J. J., Krasa J., Dostal T., Govers G. (2003): *Modelling sediment supply to rivers and reservoirs in Eastern Europe during and after the collectivisation period*, Hydrobiologia 494: 169-176.
335. Van Rompaey A. J. J., Verstraeten G., Van Oost K., Rozanov A., Govers G., Poesen J. (2001b): *Modelling sediment transport in the Jonkershoek catchment: Model calibration and validation*, Cartographic Modelling of Land Degradation, Proceedings of the Workshop Held in Ghent in the Framework of the Bilateral Co-operation between Flanders and South-Africa, Ghent.
336. Van Wezel A. P. (1999): *Overview of international programmes on the assessment of existing chemicals*, RIVM Report 601503015, National Institute of Public Health and the Environment Bilthoven, The Netherlands.
337. Vandaele K., Poesen J. (1995): *Spatial and temporal patterns soil erosion rates in an agricultural catchment, central Belgium*, Catena 25: 213-226.
338. Verity G. E., Anderson D. W. (1990): *Soil erosion effects on soil quality and yield*, Can. J. Soil Sci. 70: 471-484.
339. Verstraeten G., Van Oost K., Van Rompaey A., Poesen J., Govers G. (2002): *Evaluating an integrated approach to catchment management to reduce soil loss and sediment pollution through modelling*, Soil Use and Management 18: 386-394.

340. Verstraeten G. (2006): *Regional scale modelling of hillslope sediment delivery with SRTM elevation data*, *Geomorphology* 81(1): 128-140.
341. Verstraeten G., Prosser I. P. (2008): *Modelling the impact of land-use change and farm dam construction on hillslope sediment delivery to rivers at the regional scale*, *Geomorphology* 98: 199-212.
342. Verstraeten G., Prosser I. P., Fogarty P. (2007): *Predicting the spatial patterns of hillslope sediment delivery to river channels in the Murrumbidgee catchment, Australia*, *Journal of Hydrology* 334 (3–4): 440-454.
343. Vuković Ž., Radenković M., Stanković S., Vuković D. (2011): *Distribution and accumulation of heavy metals in the water and sediments of the River Sava*, *Journal of Serbian Chemical Society* 76(5): 795-803.
344. Vuković Ž., Vuković D., Radenković M., Stanković S. (2012): *A new approach to the analysis of the accumulation and enrichment of heavy metals in the Danube River sediment along the Iron Gate reservoir in Serbia*, *Journal of the Serbian Chemical Society* 77(3): 381-392.
345. Vulević T. (2017): *Multi-criteria decision making in a function of soil and water resources conservation in hilly-mountainous areas of central Serbia*, Doctoral Dissertation, Belgrade, Serbia.
346. Walling D. E. (1988): *Erosion and sediment yield research – some recent perspectives*, *Journal of Hydrology* 100: 113-141.
347. Walling D. E. (2006): *Human impact on land–ocean sediment transfer by the world's rivers*, *Geomorphology* 79: 192-216.
348. Walling D. E. (2009): *The Impact of Global Change on Erosion and Sediment Transport by Rivers: Current Progress and Future Challenges*, *Studying the Impact of Global Change on Erosion and Sediment Dynamics*, The United Nations World Water Assessment Programme: 1-26.
349. Walling, D. E. (1983): *The sediment delivery problem*, *J. Hydrol.* 65: 209-237.
350. Wang L., Yao W., Tang J., Wang W., Hou X. (2018): *Identifying the driving factors of sediment delivery ratio on individual flood events in a long-term monitoring headwater basin*, *J. Mt. Sci.* 15(8): 1825-1835.
351. Wiener J. G. (1979): *Aerial inputs of cadmium, copper, lead, and manganese into a freshwater pond in the vicinity of a coal-fired power plant*, *Water, Air, and Soil Pollution* volume 12: 343-353.
352. Wijitkosum S. (2012): *Impacts of Land Use Changes on Soil Erosion in Pa Deng Sub-district, Adjacent Area of Kaeng Krachan National Park, Thailand*, *Soil & Water Res.* 7(1): 10-17.
353. Williams J. R. (1977): *Sediment delivery ratios determined with sediment runoff models*, *Proceedings, erosion and solid matter transport in Inland Water Symposium, IAHS* 122: 662-670.
354. Williams J. R. (1995): *Computer models of watershed hydrology*, *Water Resources Publications*: 909-1000.
355. Williams J. R., Jones C. A., Dyke P. T. (1984): *A modelling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity*, *Trans., ASAE* 27(1): 129-144.
356. Williams J. R., Nicks A. D., Arnold J. G. (1985): *Simulator for water resources in rural basins*, *J. Hydraulic Eng.* 111(6): 970-986.

357. Wischmeier W., Johnson C., Cross B. (1971): *A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites*, J Soil Water Conserv 26(3): 189:193.
358. Wischmeier W., Smith D. D. (1978): *Predicting rainfall erosion losses*, Agriculture Handbook 537, USDA, SEA: 58
359. Withers P. J. A., Lord E. I. (2002): *Agricultural nutrient input to rivers and ground waters in the UK: Policy, environmental management and research needs*, Science of the Total Environment 282–283: 9–24.
360. Wohl E. E. (2000): *Mountain Rivers*, Water Resources Monograph 14, Washington DC, USA.
361. Voitke P., Wellnitz J., Helm D., Kube P., Lepom P., Litheraty P. (2003): *Analysis and assessment of heavy metal pollution in suspended solids and sediments of the river Danube*, Chemosphere 51(8): 633-642.
362. Xian X. (1989): *Effect of chemical forms of cadmium, zinc and lead in polluted soils on their uptake by cabbage plants*, Plant Soil 113: 257-264.
363. Xie Y., Fan J., Zhu W., Amombo E., Lou Y., Chen L., Fu J. (2016): *Effect of Heavy Metals Pollution on Soil Microbial Diversity and Bermudagrass Genetic Variation*, Front. Plant Sci. 7:755.
364. Xu B., Yang X., Gu Z., Zhang Y., Chen Y., Lv Y. (2009): *The trend and extent of heavy metal accumulation over last one hundred years in the Liading Bay, China*, Chemosphere 75(4): 442-446.
365. Yah X., Liu M., Zhong J., Guo J., Wu W. (2018): *How Human Activities Affect Heavy Metal Contamination of Soil and Sediment in a Long-Term Reclaimed Area of the Liaohe River Delta, North China*, Sustainability 10(38): doi:10.3390/su10020338.
366. Yang F., Xu Z., Zhu Y., He C., Wu G., Qiu J. R., Fu Q., Liu Q. (2013): *Evaluation of agricultural nonpoint source pollution potential risk over China with a Transformed-Agricultural Nonpoint Pollution Potential Index method*, Environ Technol 34: 2951-2963.
367. Yang X., Xie X., Liu D. L., Ji F., Wang L. (2015): *Spatial Interpolation of Daily Rainfall Data for Local Climate Impact Assessment over Greater Sydney Region*, Advances in Meteorology: <http://dx.doi.org/10.1155/2015/563629>.
368. Yang Y., Tong X., Zhang Y. (2020): *Spatial Variability of Soil Properties and Portable X-Ray Fluorescence-quantified Elements of typical Golf Courses Soils*, Sci Rep 10: 519.
369. Yigini Y., Panagos P. (2016): *Assessment of soil organic carbon stocks under future climate and land cover changes in Europe*, Science of the Total Environment 557-558: 838-850.
370. Yin S., Nearing M. A., Borrelli P., Xue X. (2017): *Rainfall erosivity: An overview of methodologies and applications*, Vadose Zone J. 16(12): doi:10.2136/vzj2017.06.0131.
371. Young R., Mutchler C. (1977): *Erodibility of some Minnesota soils*, J. Soil Water Conserv 32(3): 180-182.
372. Young R. A. (1987): *AGNPS, Agricultural Non-point Source Pollution Model: A Watershed Analysis Tool*, USDA, Agricultural Research Service: 77.
373. Yousaf M., Li J., Lu J., Ren T., Cong R., Fahad S., Li X. (2017): *Effects of fertilization on crop production and nutrient-supplying capacity under rice-oilseed rape rotation system*, Scientific Reports 7: 1270.
374. Yu H. Y., Liu C., Zhu J., Li F., Deng D. M., Wang Q., Liu C. (2016): *Cadmium availability in rice paddy fields from a mining area: The effects of soil properties highlighting iron fractions and pH value*, Environmental Pollution 209: 38-45.

375. Zgłobicki W., Telecka M., Pasierbinska A. (2015): *Impact of physicochemical characteristics of colluvial and alluvial soils on Cd, Cu, Pb and Zn content (East Poland)*, Polish Journal of Soil Science 48(2): 213-228.
376. Zhang J., Liu C.L. (2002): *Riverine composition and estuarine geochemistry of particulate metals in China: Weathering features, anthropogenic impact and chemical fluxes*, Estuarine Coastal Shelf Science 54: 1051–1070.
377. Zhang X., Drake N. A., Wainwright J., Mulligan M. (1999): *Comparison of slope estimates from low resolution DEMs: scaling issues and a fractal method for their solution*, Earth Surface Processes and Landforms 24: 763-779.
378. Zhang Y., Zhang X., Bi Z., Yu Y., Shi P., Ren L., Shan Z. (2020): *The impact of land use changes and erosion process on heavy metal distribution in the hilly area of the Loess Plateau*, Science of the Total Environment 718:137305.
379. Zhao S., Shi X., Li C., Zhang H., Wu Y. (2014): *Seasonal variation of heavy metals in sediment of Lake Ulansuhai, China*, Chemistry and Ecology 30(1): 1-14.
380. Zheng M., Liao Y., He J. (2014): *Sediment Delivery Ratio of Single Flood Events and the Influencing Factors in a Headwater Basin of the Chinese Loess Plateau*, PLOS One 9(11): doi:10.1371/journal.pone.0112594.g001.
381. Zhu Y., Meharg A. A. (2017): *Protecting global soil resources for ecosystem services*, Ecosystem health and sustainability 1(3) ISSN: 2096-4129 (Print) 2332-8878.
382. Zimmerman A. J., Weindorf D. C. (2010): *Heavy Metal and Trace Metal Analysis in Soil by Sequential Extraction: A Review of Procedures*, Int J Anal Chem 2010, ID 387803.
383. Živković N., Takić Lj., Đorđević Lj., Đorđević A., Mladenović-Radisavljević I., Golubović T., Božilov A. (2019): *Concentrations of Heavy Metal Cations and a Health Risk Assessment of Sediments and River Surface Water: A Case Study from a Serbian Mine*, Polish Journal of Environmental Studies 28: 2009-2020.
384. Životić Lj., Perović V., Jaramaz D., Đorđević A., Petrović R., Todorović M. (2012): *Application of USLE, GIS and Remote Sensing in the Assessment of Soil Erosion Rates in Southeastern Serbia*, Polish Journal of Environmental Studies 21(6): 1929-1935.
385. Zou J., Dai W., Gong S., Ma Z. (2015): *Analysis of Spatial Variations and Sources of Heavy Metals in Farmland Soils of Beijing Suburbs*, PLOS ONE 10(2):e0118082.
386. Zwolak A., Sarzynska M., Szpyrka E., Stawarczyk K. (2019): *Sources of Soil Pollution by Heavy Metals and Their Accumulation in Vegetables: A Review*, Water, Air, & Soil Pollution volume 230, ID 164.
387. Белановић С. (2007): *Еколошки квалитет земљишта брдско-планинског подручја источне Србије*, Докторска дисертација, Шумарски факултет Универзитета у Београду.
388. Белановић Симић С. (2017): *Квалитет земљишта – изазови система коришћења*, Универзитет у Београду, Шумарски факултет Универзитета у Београду.
389. Белановић Симић С., Кнежевић М., Саљников Е., Делић Д., Кадовић Р., Лукић С., Белоица Ј., Кошанин О., Миљковић П., Баумгертел А., Љубичић Ј., Ћебић А., Михајловић Б., Жарковић М., Петковић Г. (2018): *Услуге испитивања степена деградације земљишта услед изливања јаловишта Столице*, пројекат, Универзитет у Београду, Шумарски факултет.

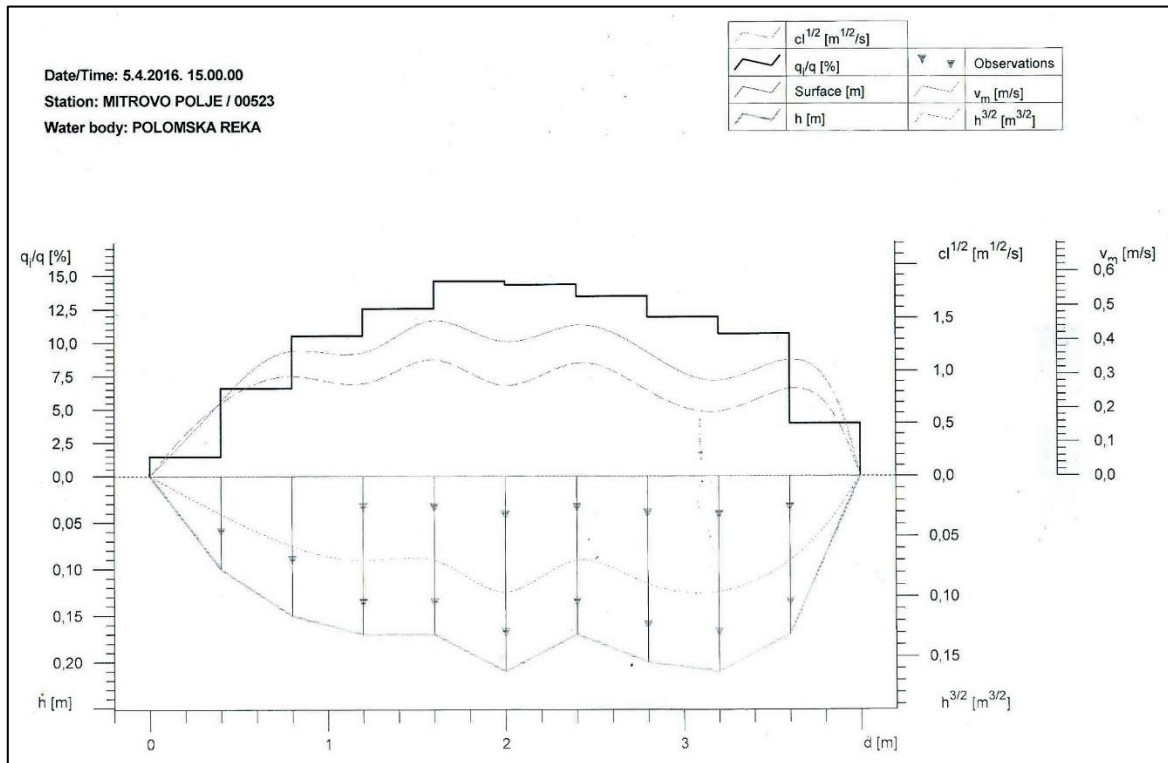
390. Белоица Ј. (2015): *Процес ацидификације као фактор деградације земљишта на подручју источне Србије*, Докторска дисертација, Универзитет у Београду, Шумарски факултет.
391. Костадинов С. (1985): *Истраживање режима наноса у бујичним токовима западне и југоисточне Србије*, Докторска дисертација, Шумарски факултет Универзитета у Београду.
392. Половина С., Радић Б., Ристић Р., Милчановић В. (2016): *Просторна и временска анализа деградације природних ресурса на сливу реке Ликодре*, Гласник шумарског факултета 114: 169-188.
393. Симић В. (1958): *Рејонизација и карактеристика средњовековне рударске делатности у области Копаоника*, Весник Завода за Геолошка и Геофизичка истраживања НР Србије: 357-393.
394. Танасијевић Ђ., Антоновић Г., Алексић Ђ., Павићевић Н., Филиповић Ђ., Спасојевић М., (1966): *Педолошки покривач западне и северозападне Србије*, Публикација Института за проучавање земљишта у Топчидеру, Београд.
395. Тодосијевић М. (2012): *Еколошки и економски ефекти одрживог управљања земљишним ресурсима планинског подручја општине Љубовија*, Докторска дисертација, Шумарски факултет Универзитета у Београду.
396. Урошевић М., Павловић З., Класић М., Малешевић М., Стефановић М., Марковић О., Трифуновић С. (1966): *Основна геолошка карта 1:100000, Тумач за листове: Врњци, Нови Пазар, Куршумлија, Крушевац*. Завод за геолошка и геофизичка испитивања, Београд.

8 ПРИЛОЗИ

| | |
|------------|---|
| Прилог 1 | Попречни профил Поломске реке при мерењу протицаја |
| Прилог 2 | Садржај Fe и Mn на истраживаном подручју |
| Прилог 3а | Геоакумулациони индекс (I_{geo}) Zn |
| Прилог 3б | Геоакумулациони индекс (I_{geo}) Cu |
| Прилог 3в | Геоакумулациони индекс (I_{geo}) Pb |
| Прилог 3г | Геоакумулациони индекс (I_{geo}) Ni |
| Прилог 3д | Геоакумулациони индекс (I_{geo}) Cr |
| Прилог 3ђ | Геоакумулациони индекс (I_{geo}) Cd |
| Прилог 3е | Геоакумулациони индекс (I_{geo}) Hg |
| Прилог 4а | Појединачни индекс загађења (PI) Zn |
| Прилог 4б | Појединачни индекс загађења (PI) Cu |
| Прилог 4в | Појединачни индекс загађења (PI) Pb |
| Прилог 4г | Појединачни индекс загађења (PI) Ni |
| Прилог 4д | Појединачни индекс загађења (PI) Cr |
| Прилог 4ђ | Појединачни индекс загађења (PI) Cd |
| Прилог 4е | Појединачни индекс загађења (PI) Hg |
| Прилог 4ж | Упоредни приказ PI индекса загађења проучаваних микроелемената |
| Прилог 4з | Зоне загађења у сливу Расине према Немеровом индексу |
| Прилог 4и | Зоне загађења према индексу оптерећења екосистема (PLI) |
| Прилог 5а | Појединачни индекс еколошког ризика (Er) Zn |
| Прилог 5б | Појединачни индекс еколошког ризика (Er) Cu |
| Прилог 5в | Појединачни индекс еколошког ризика (Er) Pb |
| Прилог 5г | Појединачни индекс еколошког ризика (Er) Ni |
| Прилог 5д | Појединачни индекс еколошког ризика (Er) Cr |
| Прилог 5ђ | Појединачни индекс еколошког ризика (Er) Cd |
| Прилог 5е | Појединачни индекс еколошког ризика (Er) Hg |
| Прилог 5ж | Зоне загађења према RI индексу |
| Прилог 6а | Фактор обогаћења (EF) Zn |
| Прилог 6б | Фактор обогаћења (EF) Cu |
| Прилог 6в | Фактор обогаћења (EF) Pb |
| Прилог 6г | Фактор обогаћења (EF) Ni |
| Прилог 6д | Фактор обогаћења (EF) Cr |
| Прилог 6ђ | Фактор обогаћења (EF) Cd |
| Прилог 6е | Фактор обогаћења (EF) Hg |
| Прилог 7а | Дистрибуција Zn у сливу Поломске реке применом WaTEM/SEDEM модела |
| Прилог 7б | Дистрибуција Zn у сливу Рогавске реке применом WaTEM/SEDEM модела |
| Прилог 7в | Дистрибуција Zn у сливу Богишке реке применом WaTEM/SEDEM модела |
| Прилог 8а | Дистрибуција Cu у сливу Поломске реке применом WaTEM/SEDEM модела |
| Прилог 8б | Дистрибуција Cu у сливу Рогавске реке применом WaTEM/SEDEM модела |
| Прилог 8в | Дистрибуција Cu у сливу Богишке реке применом WaTEM/SEDEM модела |
| Прилог 9а | Дистрибуција Pb у сливу Поломске реке применом WaTEM/SEDEM модела |
| Прилог 9б | Дистрибуција Pb у сливу Рогавске реке применом WaTEM/SEDEM модела |
| Прилог 9в | Дистрибуција Pb у сливу Богишке реке применом WaTEM/SEDEM модела |
| Прилог 10а | Дистрибуција Ni у сливу Поломске реке применом WaTEM/SEDEM модела |
| Прилог 10б | Дистрибуција Ni у сливу Рогавске реке применом WaTEM/SEDEM модела |
| Прилог 10в | Дистрибуција Ni у сливу Богишке реке применом WaTEM/SEDEM модела |
| Прилог 11а | Дистрибуција Cr у сливу Поломске реке применом WaTEM/SEDEM модела |
| Прилог 11б | Дистрибуција Cr у сливу Рогавске реке применом WaTEM/SEDEM модела |

| | |
|------------|---|
| Прилог 11в | Дистрибуција Cr у сливу Божишке реке применом WaTEM/SEDEM модела |
| Прилог 12а | Дистрибуција Cd у сливу Поломске реке применом WaTEM/SEDEM модела |
| Прилог 12б | Дистрибуција Cd у сливу Рогавске реке применом WaTEM/SEDEM модела |
| Прилог 12в | Дистрибуција Cd у сливу Божишке реке применом WaTEM/SEDEM модела |
| Прилог 13а | Дистрибуција Hg у сливу Поломске реке применом WaTEM/SEDEM модела |
| Прилог 13б | Дистрибуција Hg у сливу Рогавске реке применом WaTEM/SEDEM модела |
| Прилог 13в | Дистрибуција Hg у сливу Божишке реке применом WaTEM/SEDEM модела |
| Прилог 14а | Пренос проучаваних микроелемената према WaTEM/SEDEM моделу и према просечним концентрацијама у наносу Поломске реке |
| Прилог 14б | Пренос проучаваних микроелемената према WaTEM/SEDEM моделу и према просечним концентрацијама у наносу Рогавске реке |
| Прилог 14в | Пренос проучаваних микроелемената према WaTEM/SEDEM моделу и према просечним концентрацијама у наносу Божишке реке |
| Прилог 15а | Дистрибуција Zn у сливу Расине применом WaTEM/SEDEM модела |
| Прилог 15б | Дистрибуција Cu у сливу Расине применом WaTEM/SEDEM модела |
| Прилог 15в | Дистрибуција Pb у сливу Расине применом WaTEM/SEDEM модела |
| Прилог 15г | Дистрибуција Ni у сливу Расине применом WaTEM/SEDEM модела |
| Прилог 15д | Дистрибуција Cr у сливу Расине применом WaTEM/SEDEM модела |
| Прилог 15ђ | Дистрибуција Cd у сливу Расине применом WaTEM/SEDEM модела |
| Прилог 15е | Дистрибуција Hg у сливу Расине применом WaTEM/SEDEM модела |

Прилог 1

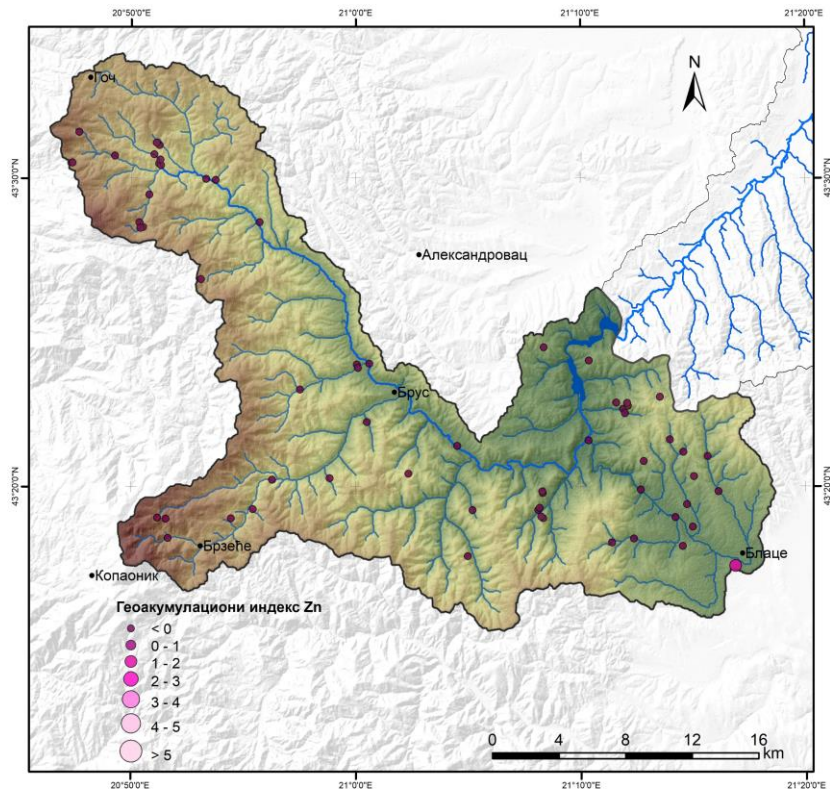


Прилог 2

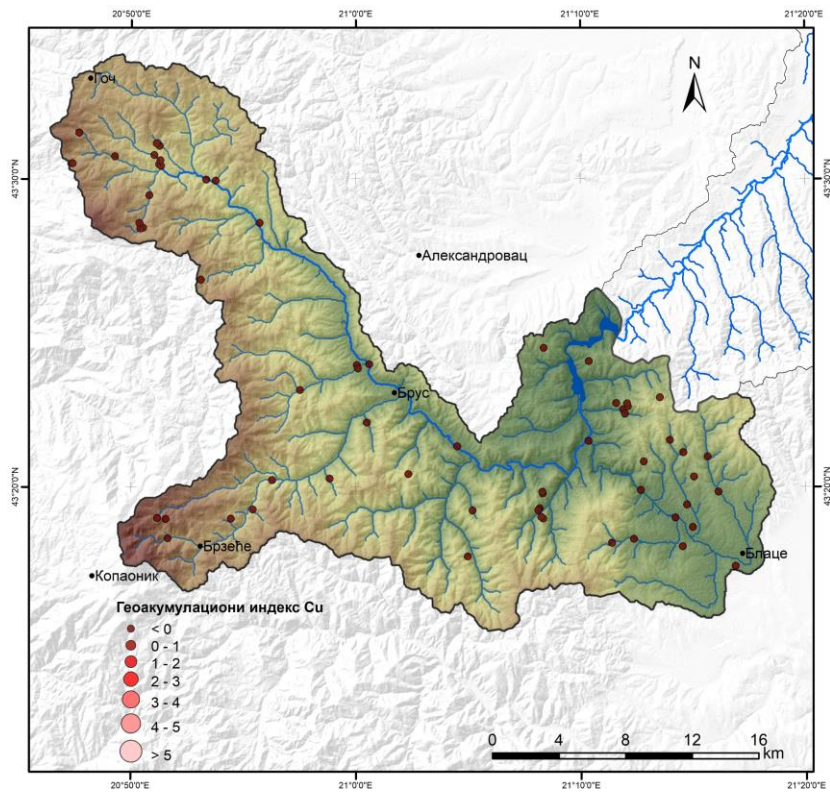
| | | Еутрично смеђе земљиште (Eutric Cambisol) | | | Дистрично хумусно-силикатно земљиште (Dystric Leptosol) | | | Еутрично хумусно-силикатно земљиште (Eutric Leptosol) | | | Алувијално земљиште (Fluvisol) | | |
|-------|----------|--|----------|---------|--|----------|--------|--|----------|---------|--------------------------------|----------|--------|
| слој | вредност | број профила | Fe | Mn | број профила | Fe | Mn | број профила | Fe | Mn | број профила | Fe | Mn |
| O1 | сред. | 4 | 3650,32 | 444,01 | 4 | 803,71 | 485,34 | 11 | 2833,74 | 308,22 | - | - | - |
| | мин. | | 3650,32 | 444,01 | | 695,25 | 290,97 | | 1166,42 | 122,37 | | - | - |
| | макс. | | 3650,32 | 444,01 | | 912,17 | 679,70 | | 4649,93 | 642,83 | | - | - |
| | ст.дев. | | - | - | | 108,46 | 194,37 | | 1426,03 | 237,09 | | - | - |
| 0-10 | сред. | 13 | 31538,74 | 1246,03 | 4 | 25302,14 | 230,32 | 20 | 46686,07 | 1352,60 | 8 | 25232,66 | 455,04 |
| | мин. | | 30643,91 | 730,23 | | 24646,20 | 224,87 | | 18698,26 | 668,82 | | 23414,46 | 439,30 |
| | макс. | | 32433,57 | 2066,10 | | 25958,07 | 235,77 | | 74925,35 | 2814,84 | | 27050,86 | 470,77 |
| | ст.дев. | | 894,83 | 501,05 | | 655,93 | 5,45 | | 15137,80 | 626,44 | | 1818,20 | 15,73 |
| 10-20 | сред. | 10 | 35443,98 | 1387,41 | 4 | 26301,78 | 189,49 | 19 | 49207,95 | 1408,00 | 8 | 26122,71 | 489,48 |
| | мин. | | 33729,67 | 684,98 | | 24783,13 | 185,99 | | 19562,80 | 649,19 | | 25488,11 | 466,76 |
| | макс. | | 37158,29 | 2089,85 | | 27820,44 | 193,00 | | 68551,05 | 2697,46 | | 26757,32 | 512,20 |
| | ст.дев. | | 1714,31 | 702,43 | | 1518,65 | 3,51 | | 14629,94 | 605,38 | | 634,61 | 22,72 |
| 20-40 | сред. | 10 | 38649,02 | 1366,42 | 2 | 25287,65 | 199,63 | 14 | 53579,77 | 1313,52 | 8 | 25282,36 | 607,34 |
| | мин. | | 35755,84 | 634,23 | | 25287,65 | 199,63 | | 39332,04 | 606,95 | | 23966,94 | 415,78 |
| | макс. | | 41542,20 | 2098,62 | | 25287,65 | 199,63 | | 80073,31 | 2137,20 | | 26597,77 | 798,90 |
| | ст.дев. | | 2893,18 | 732,20 | | - | - | | 13348,21 | 526,40 | | 1315,42 | 191,56 |

- нема података

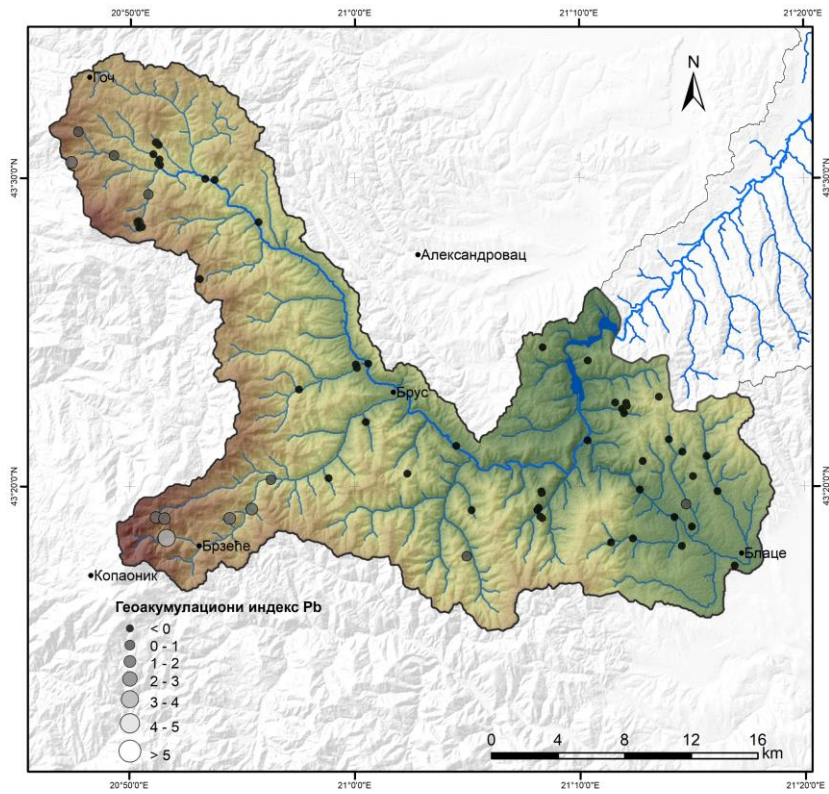
Прилог За



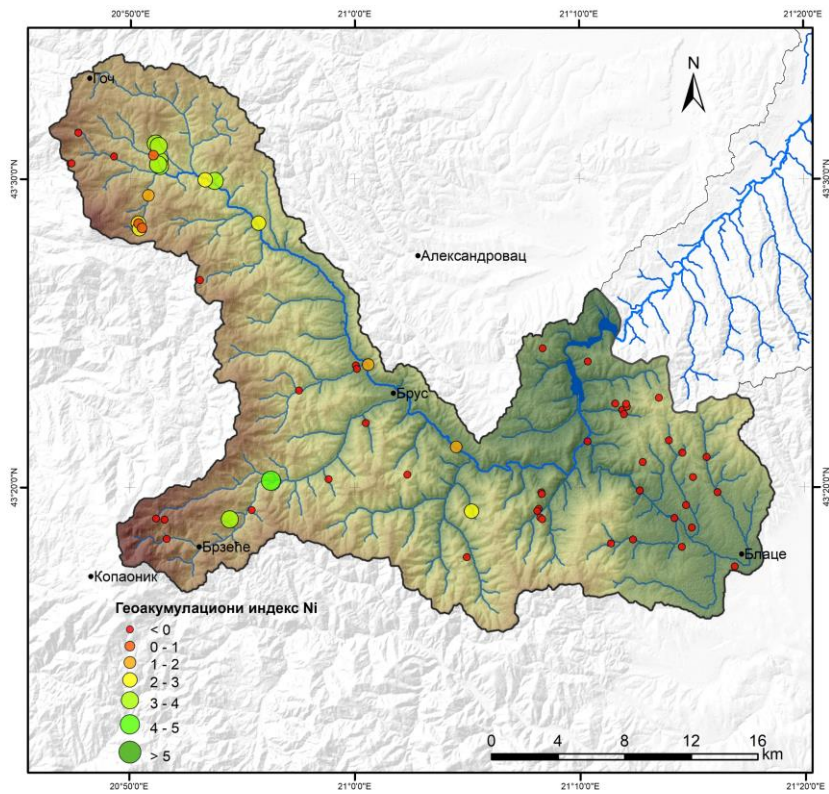
Прилог Зб



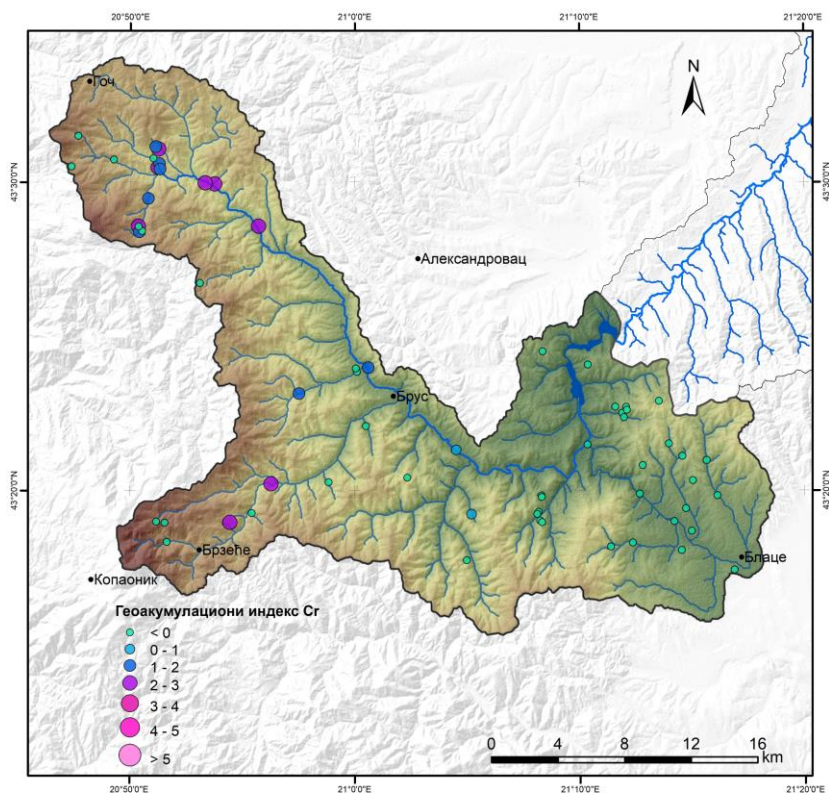
Прилог 3в



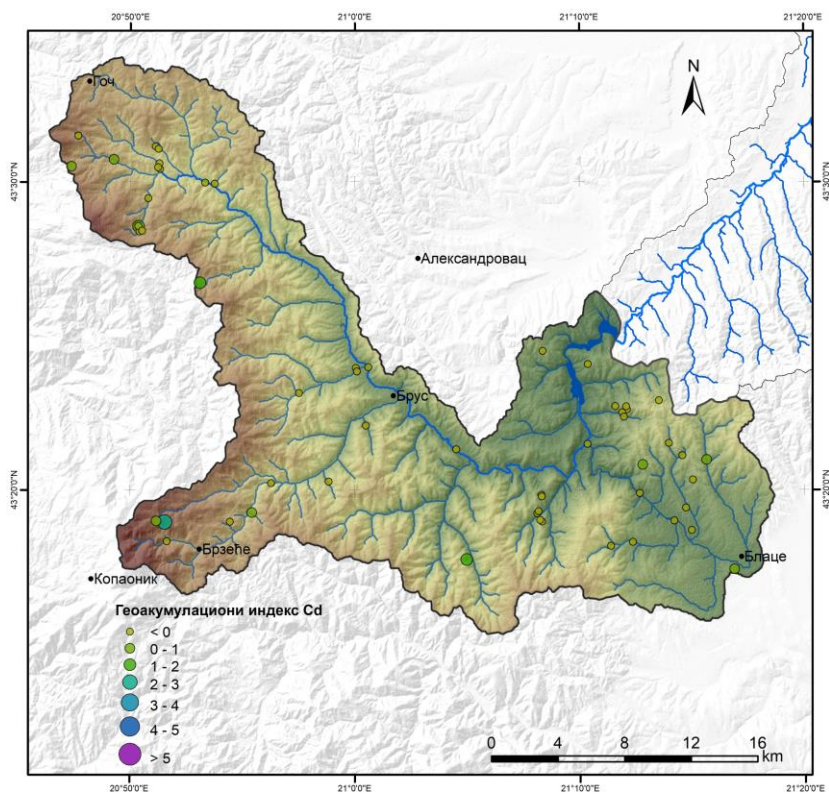
Прилог 3г



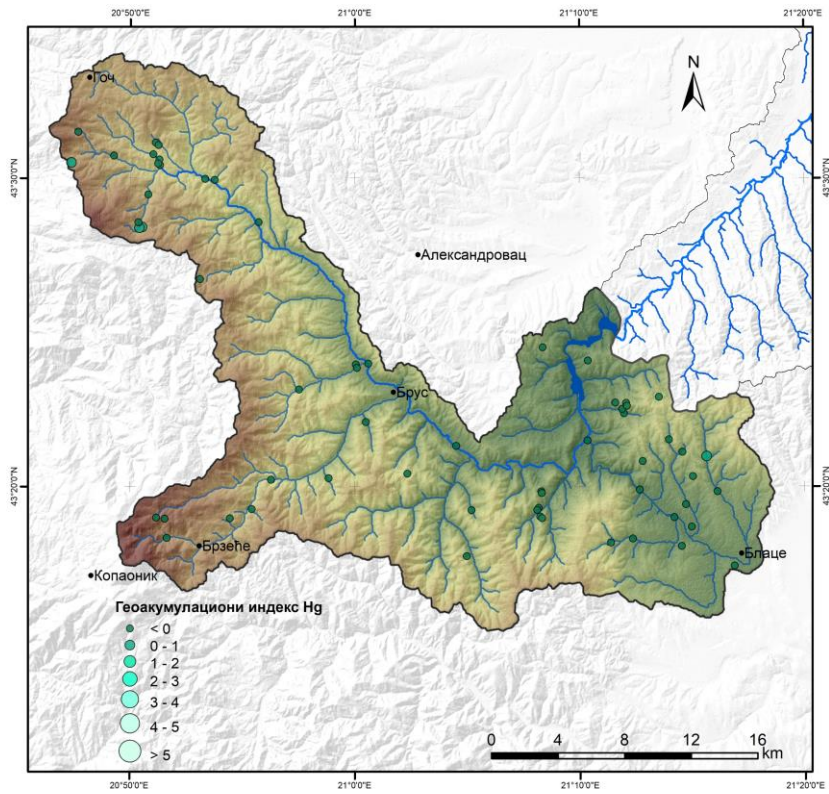
Прилог Зд



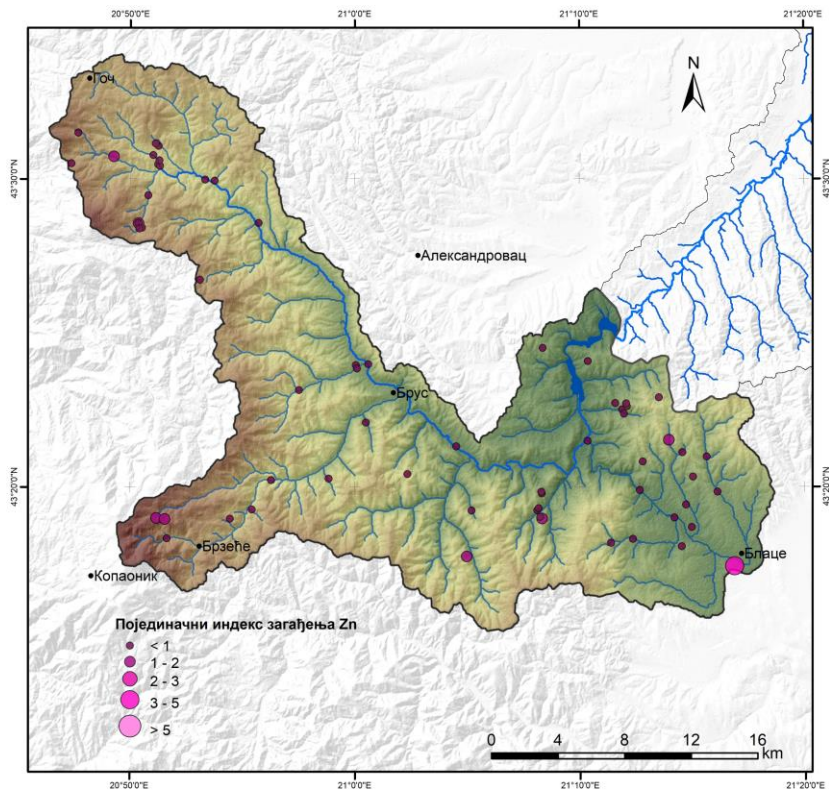
Прилог Зђ



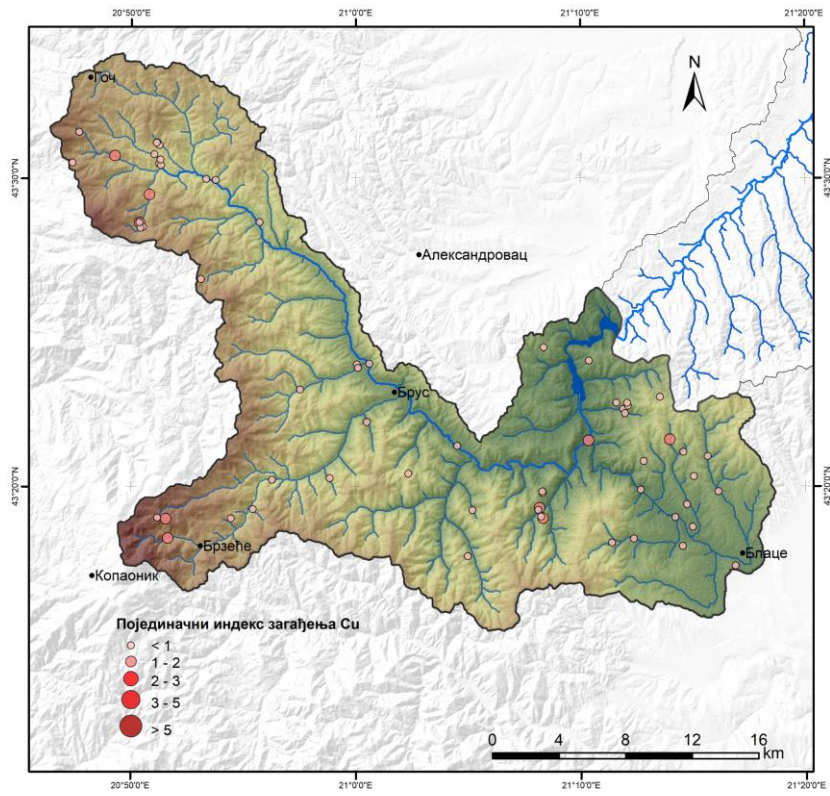
Прилог 3е



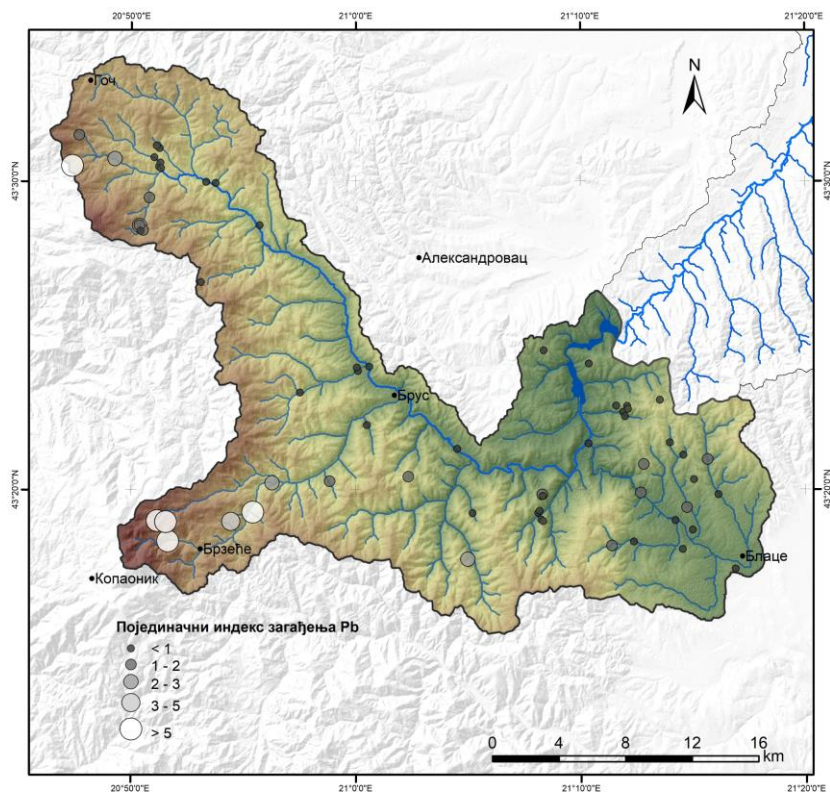
Прилог 4а



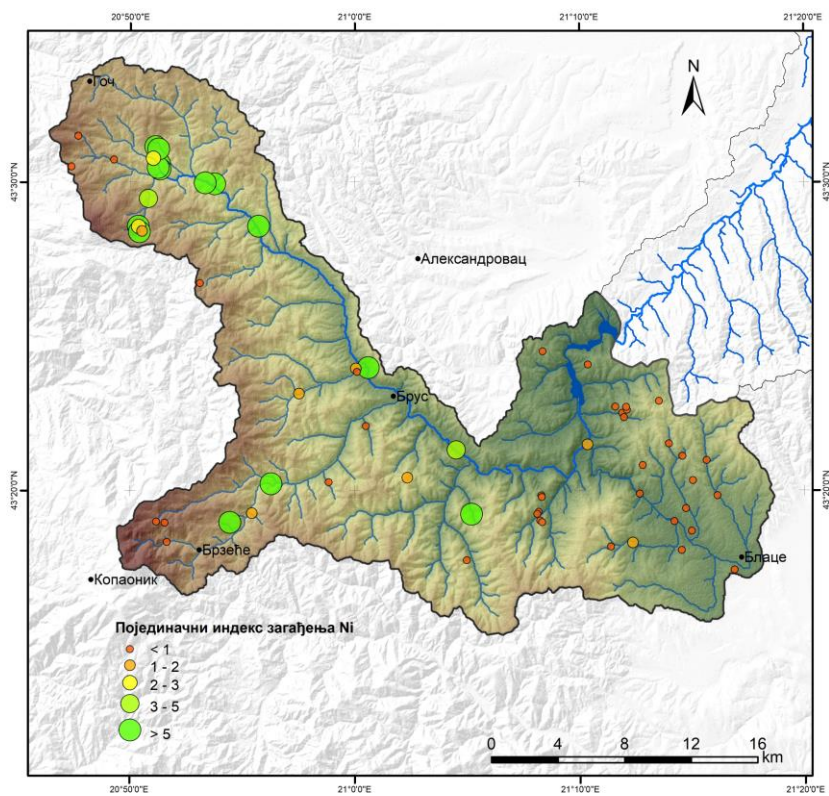
Прилог 4б



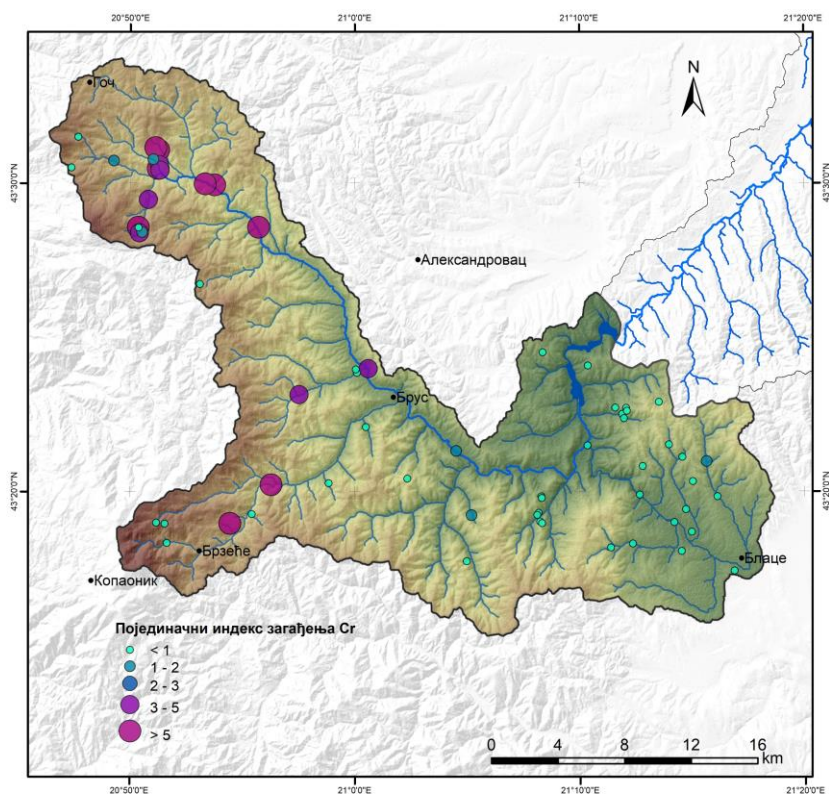
Прилог 4в



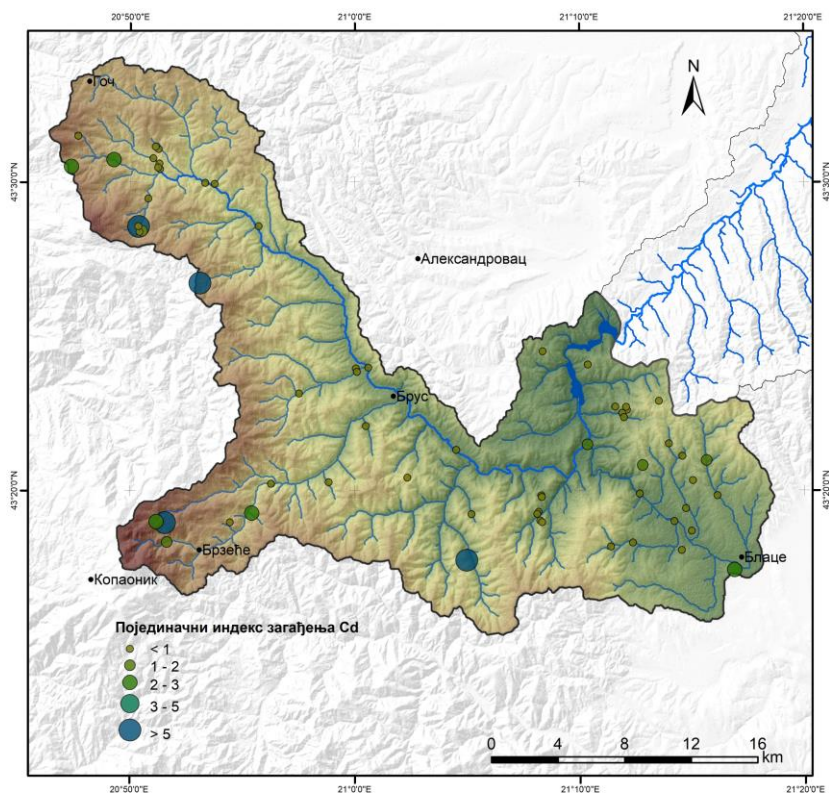
Прилог 4г



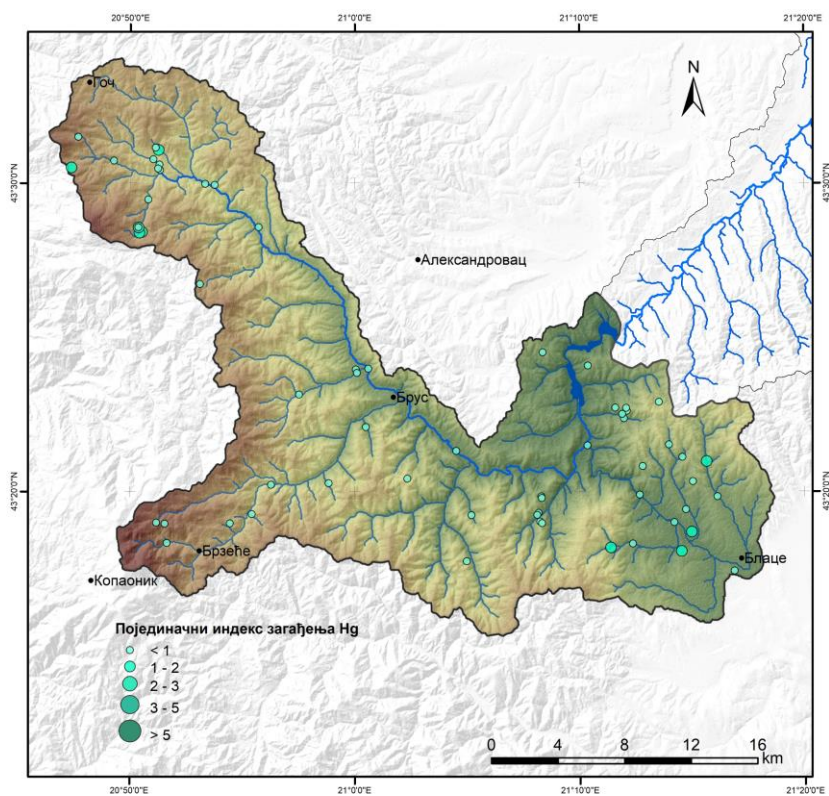
Прилог 4д



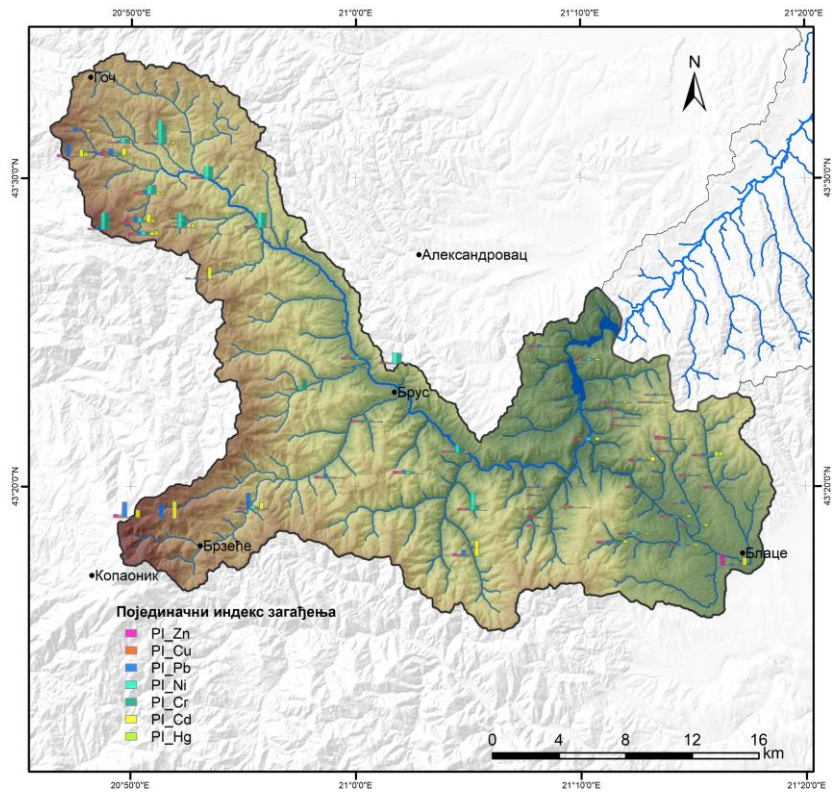
Прилог 4ђ



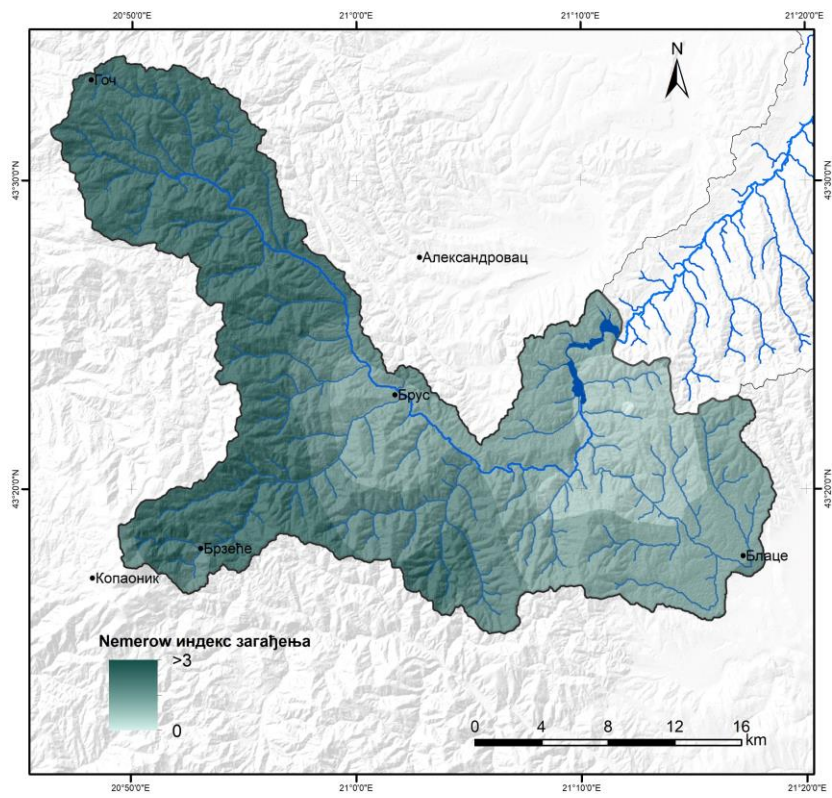
Прилог 4е



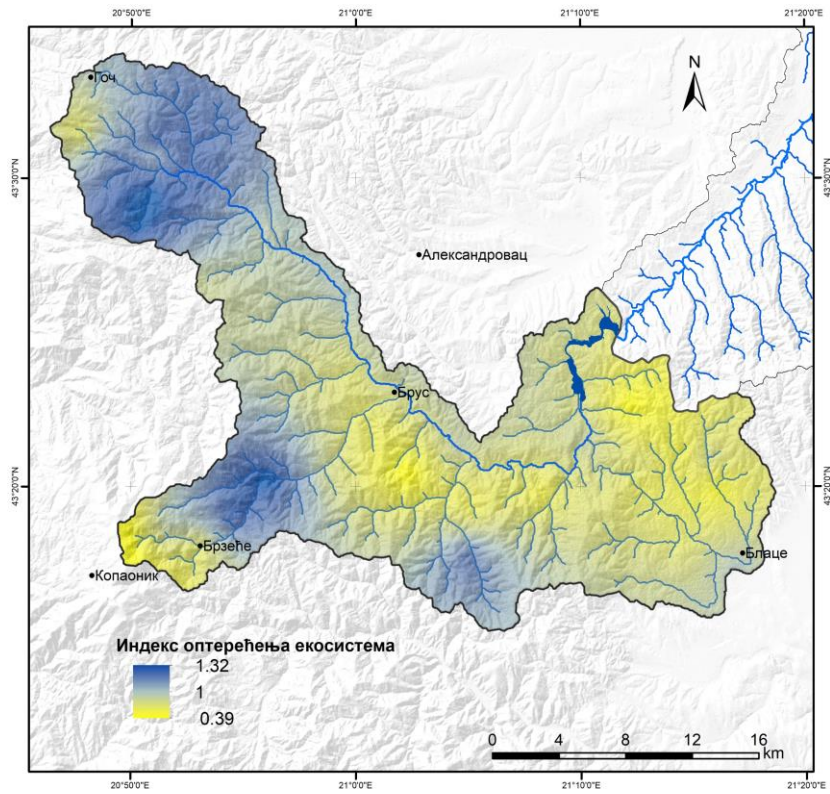
Прилог 4ж



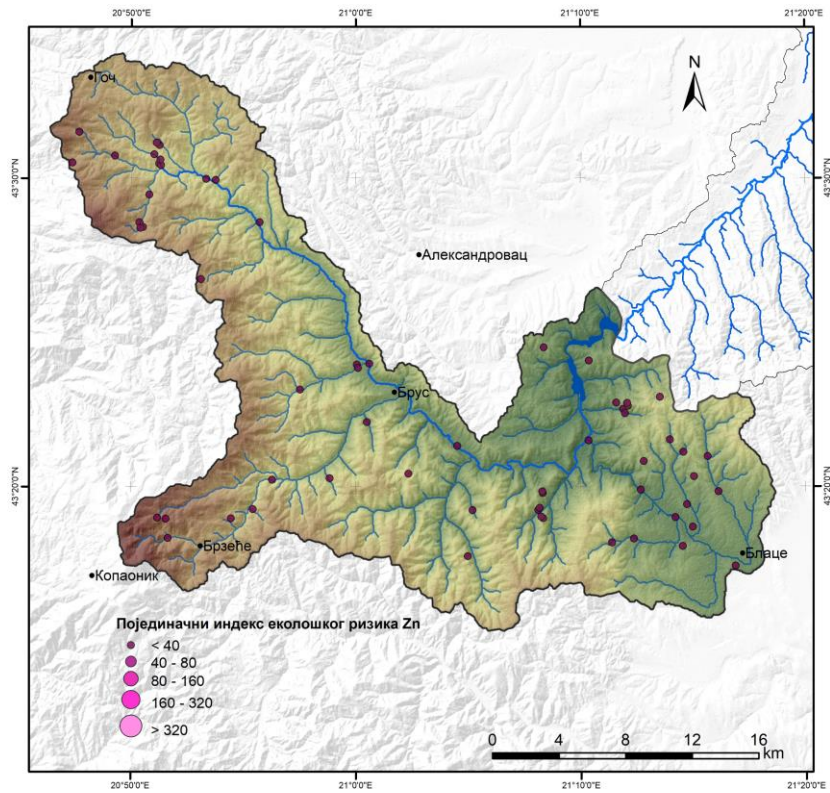
Прилог 4з



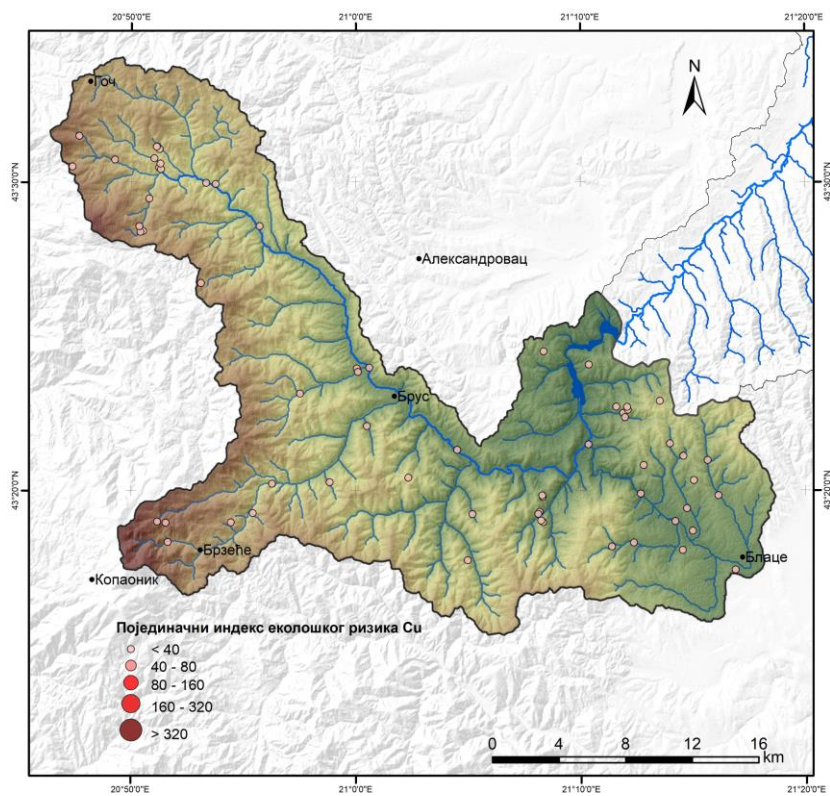
Прилог 4и



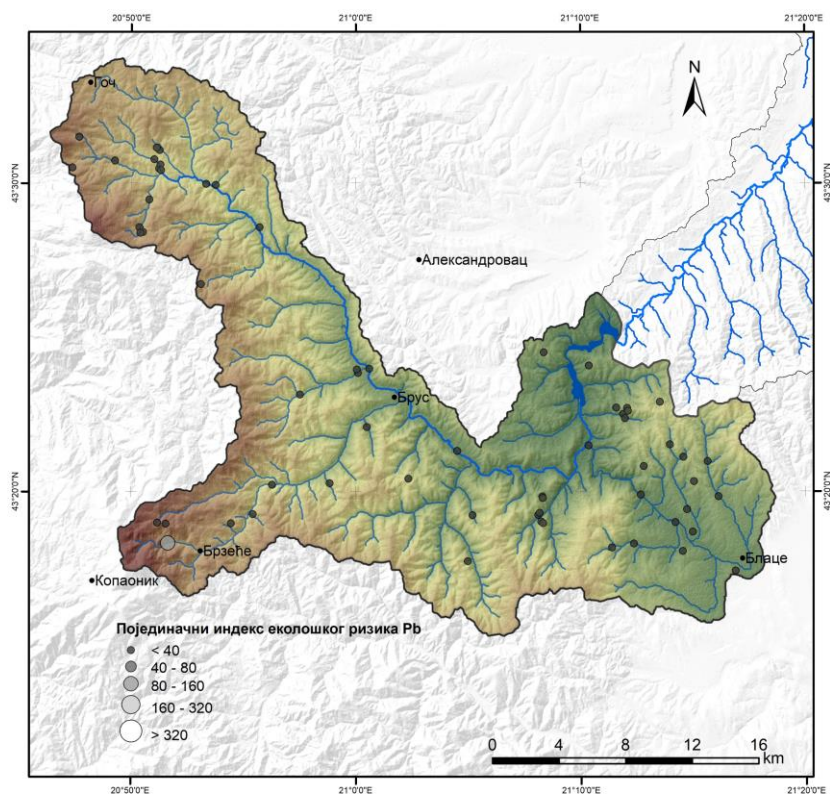
Прилог 5а



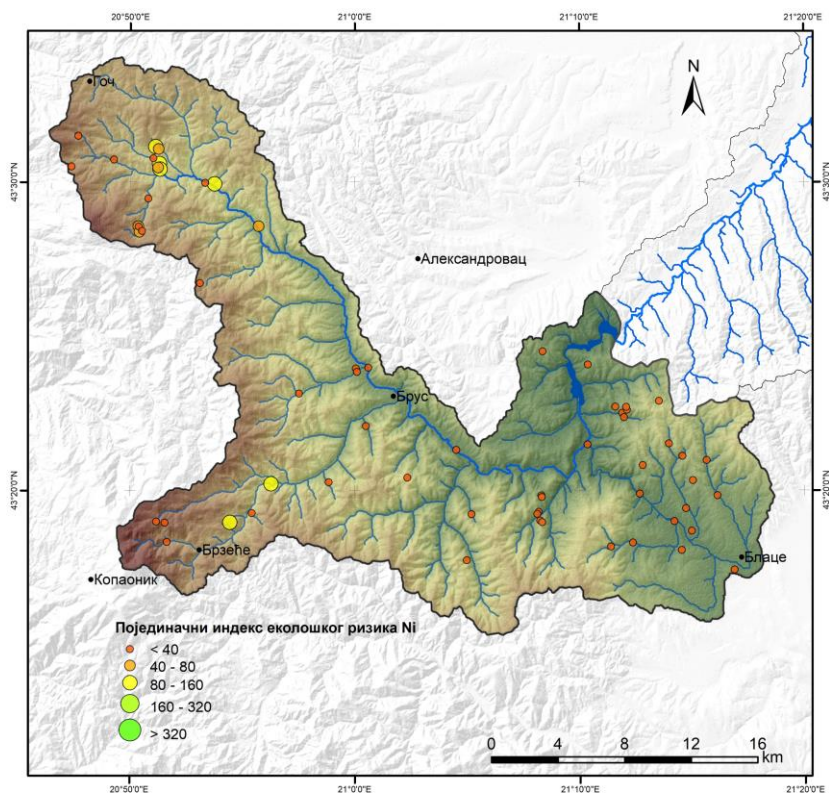
Прилог 5б



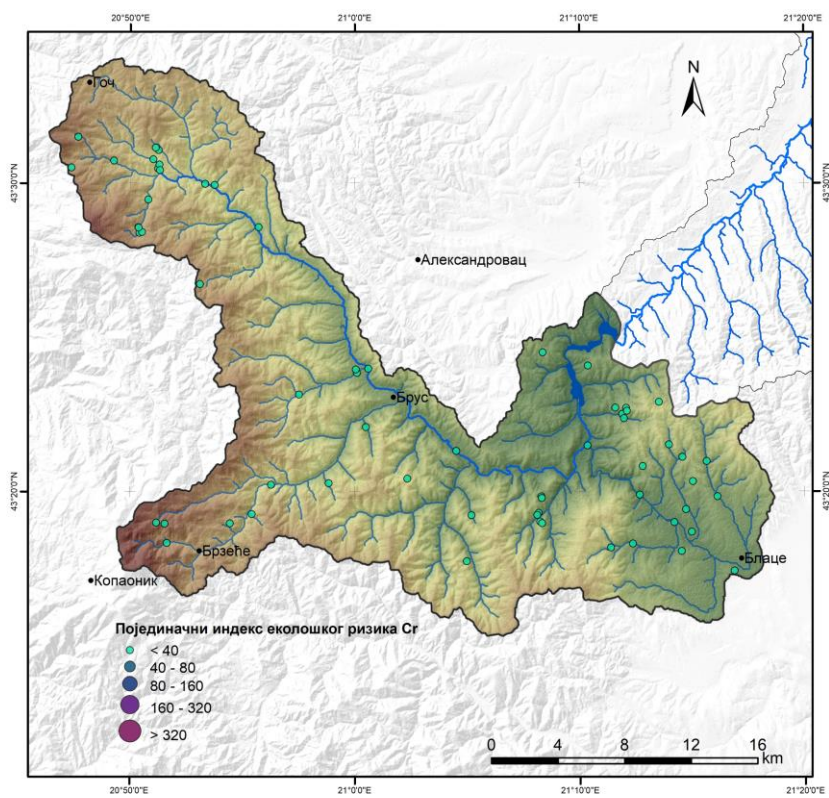
Прилог 5в



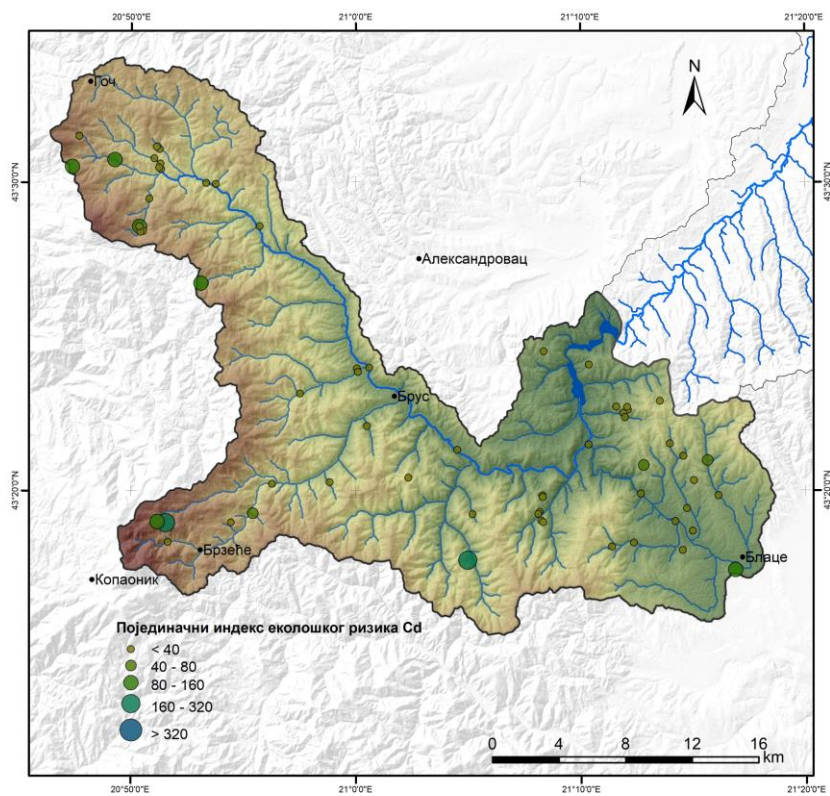
Прилог 5г



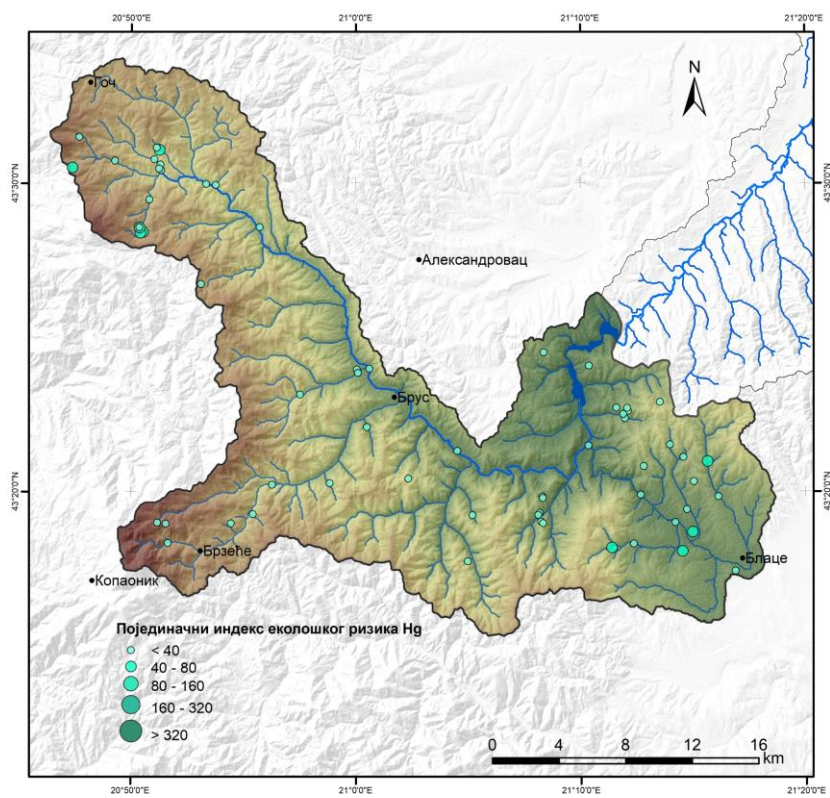
Прилог 5д



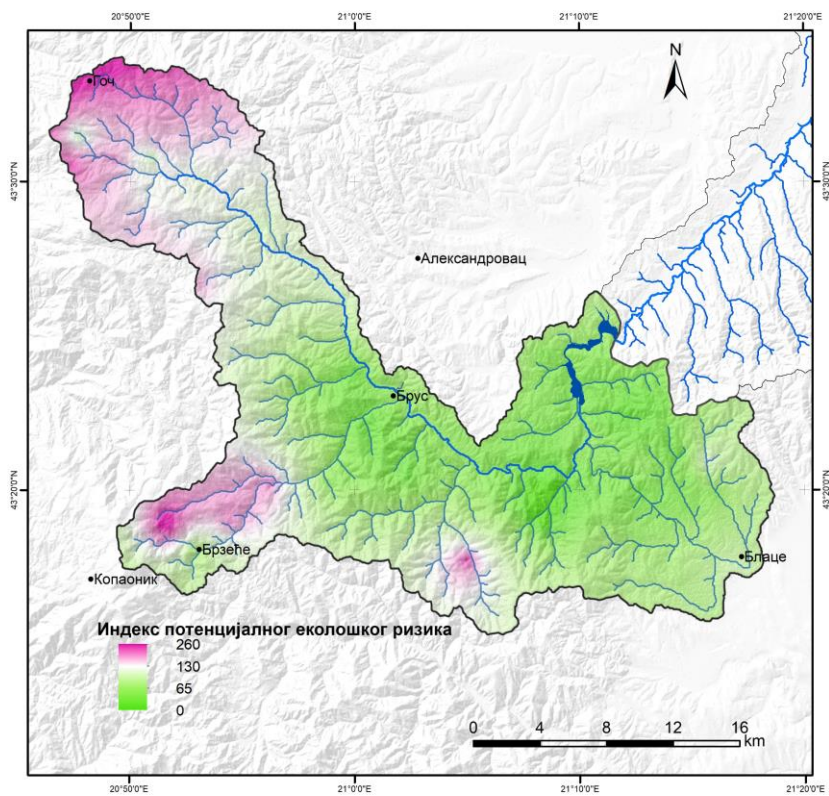
Прилог 5ђ



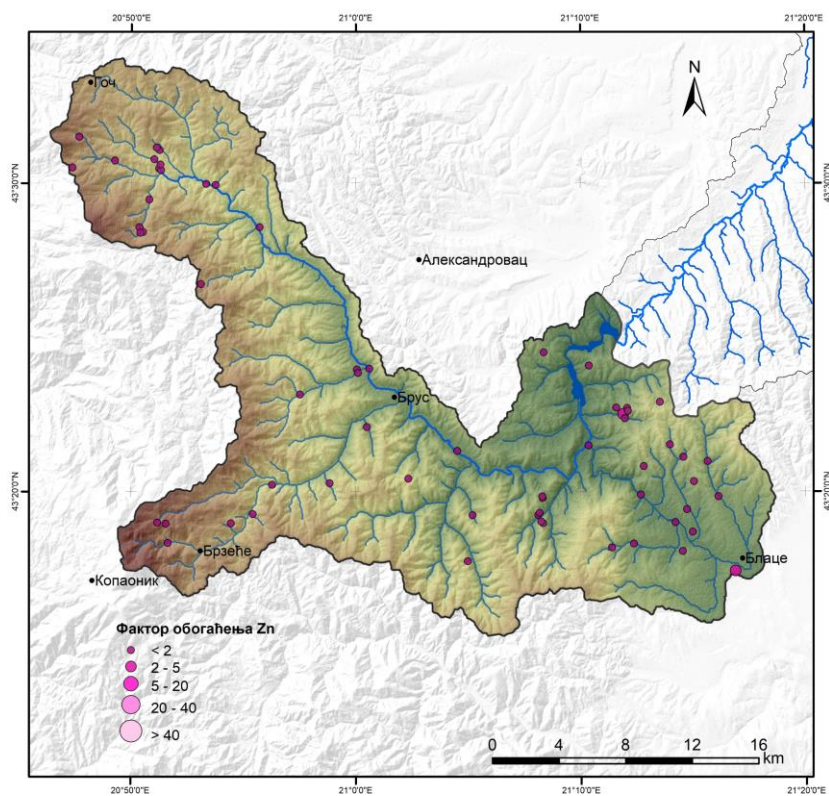
Прилог 5е



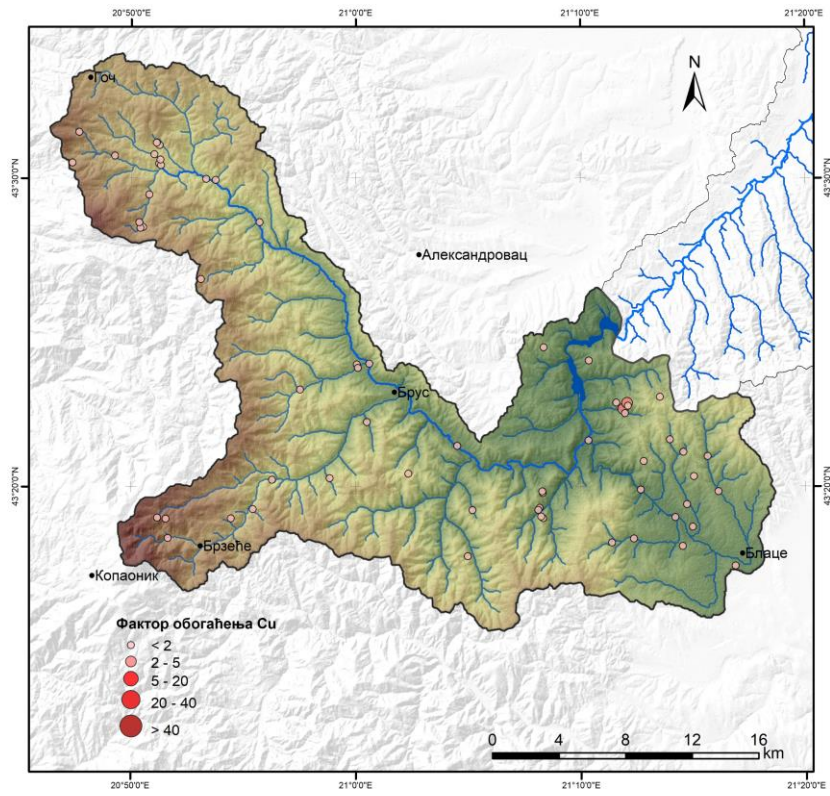
Прилог 5ж



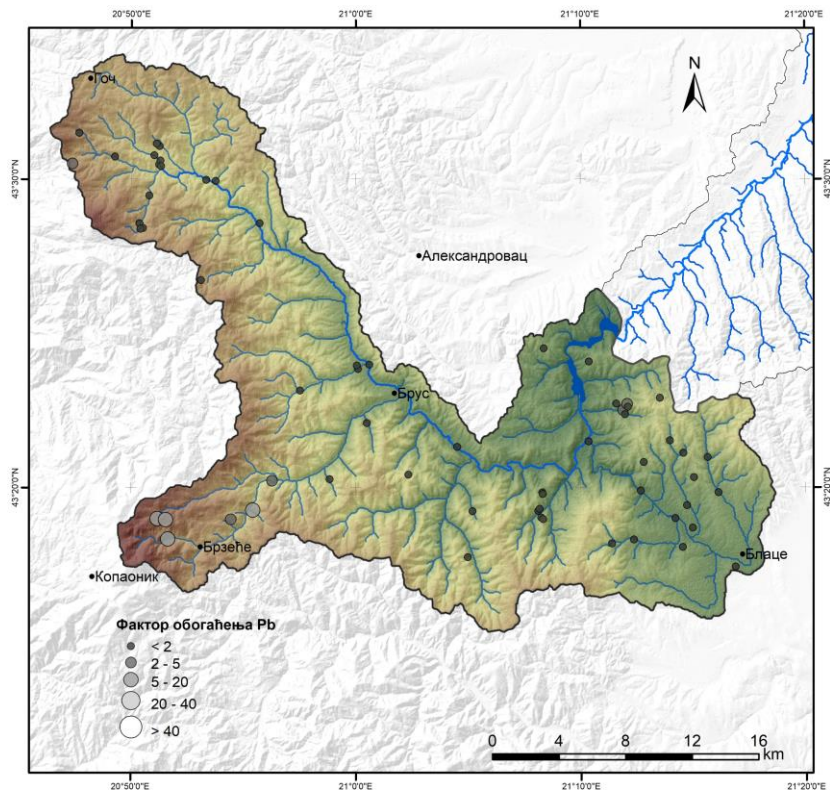
Прилог ба



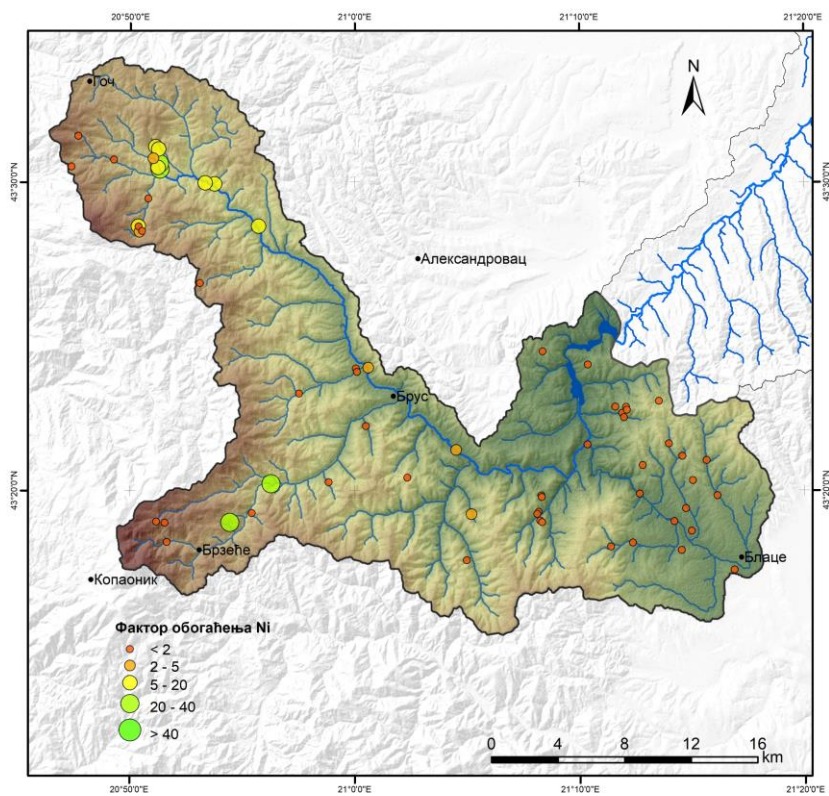
Прилог бб



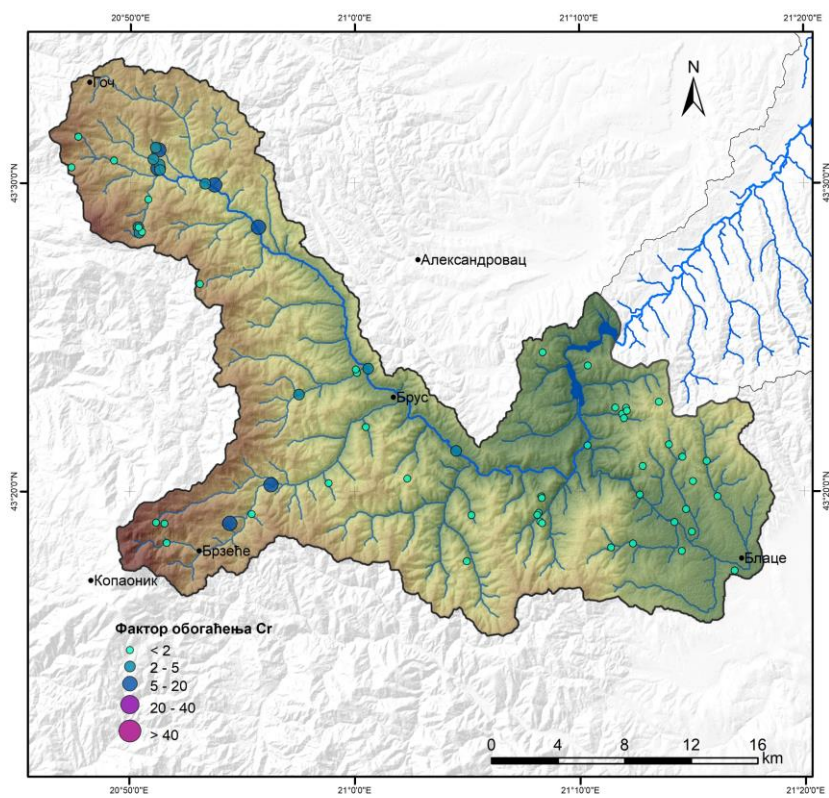
Прилог бв



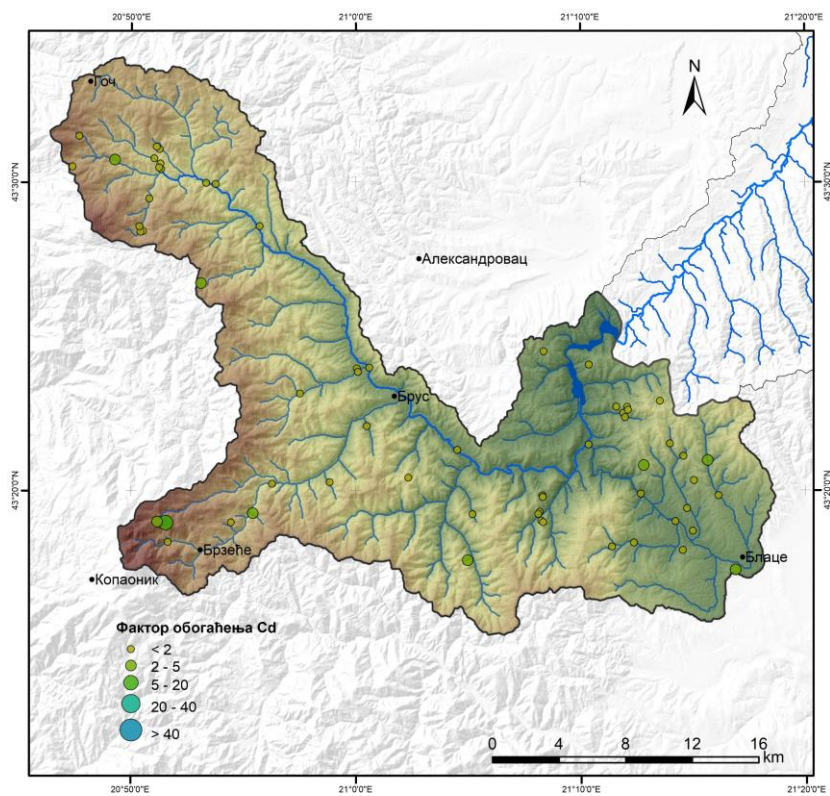
Прилог бг



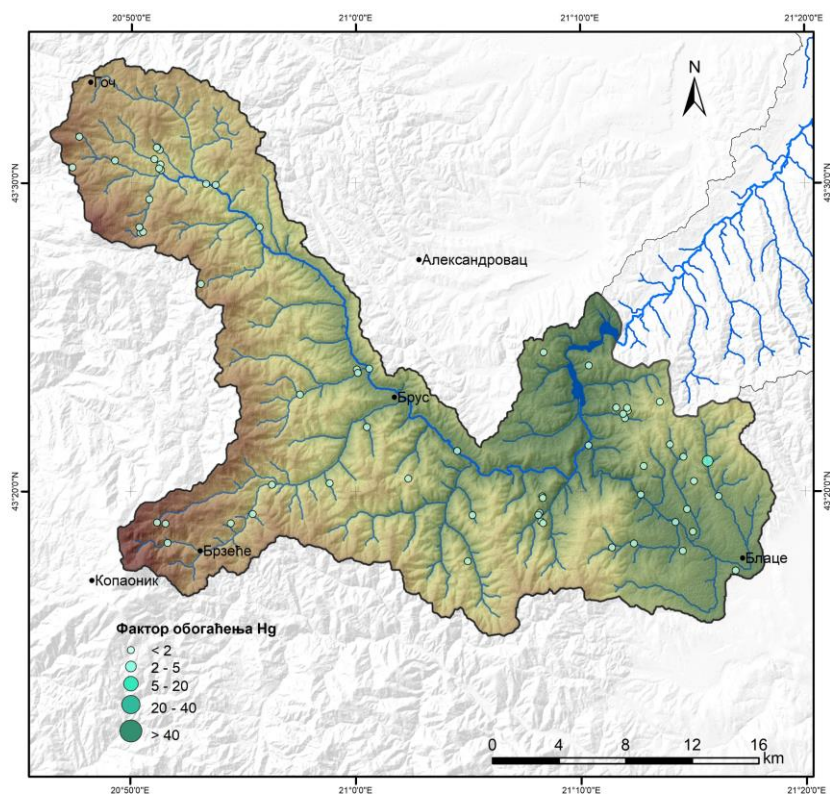
Прилог бд



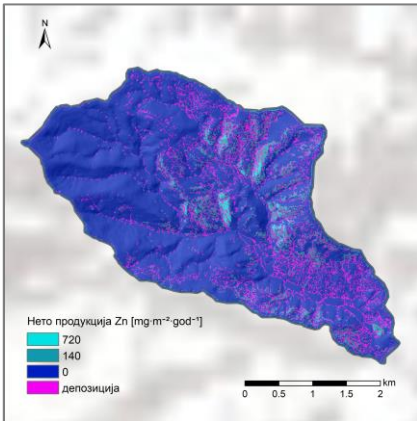
Прилог бђ



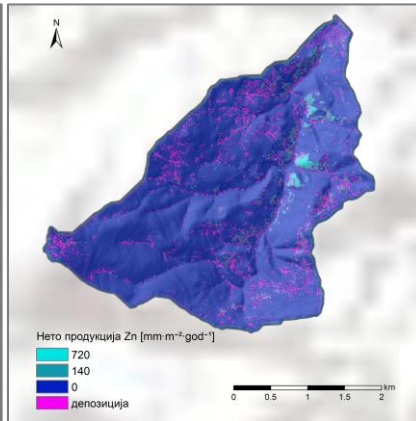
Прилог бв



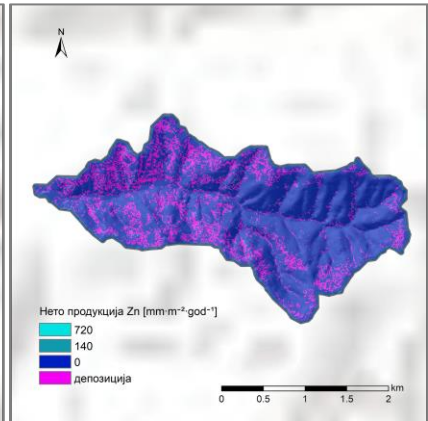
Прилог 7а



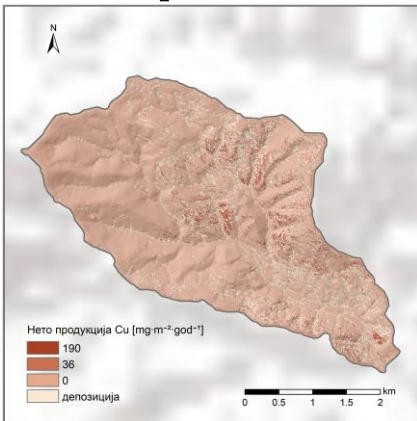
Прилог 7б



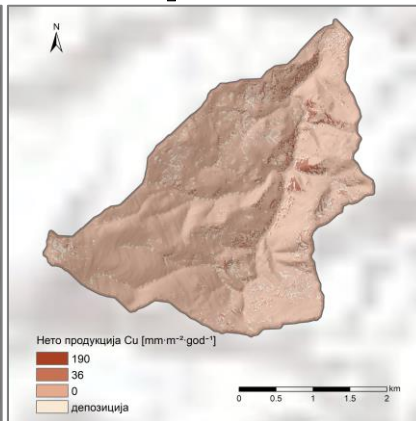
Прилог 7в



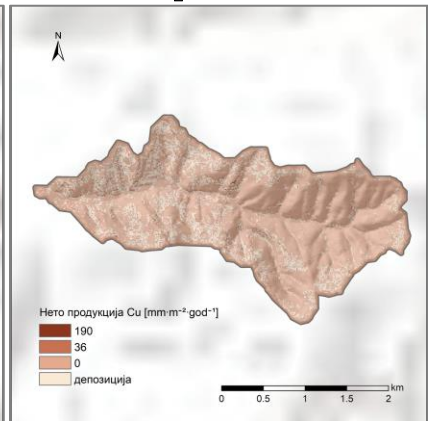
Прилог 8а



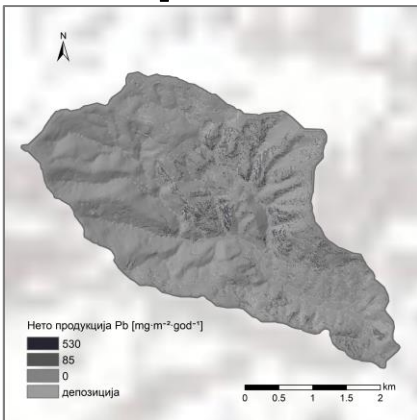
Прилог 8б



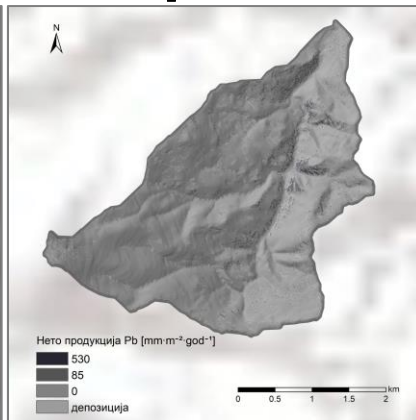
Прилог 8в



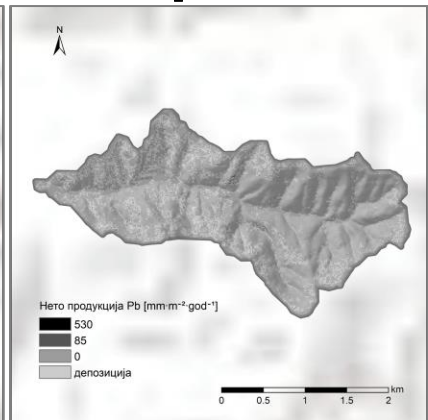
Прилог 9а



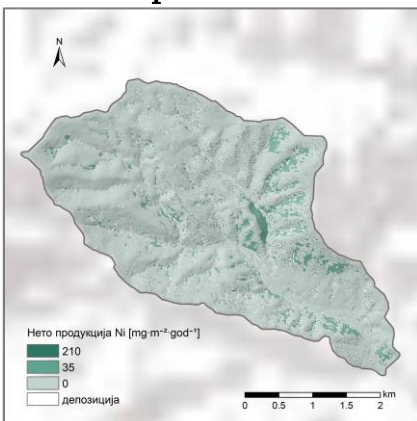
Прилог 9б



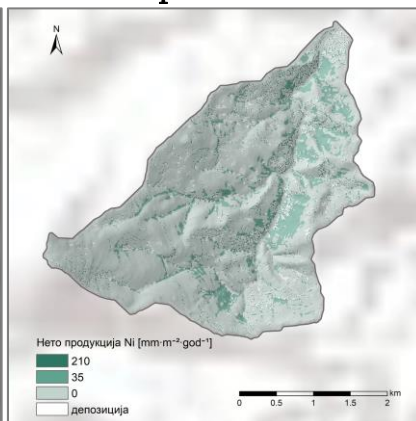
Прилог 9в



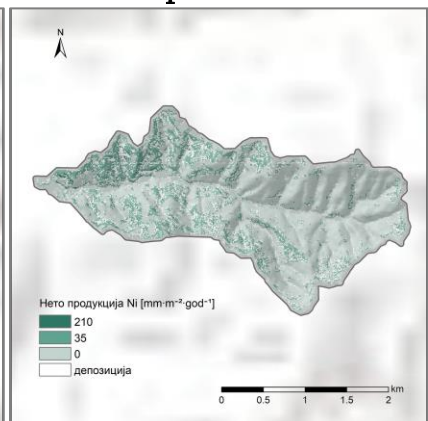
Прилог 10а



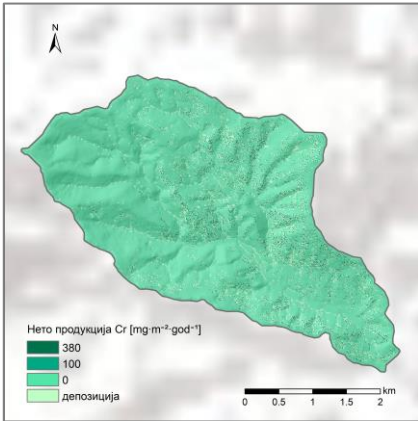
Прилог 10б



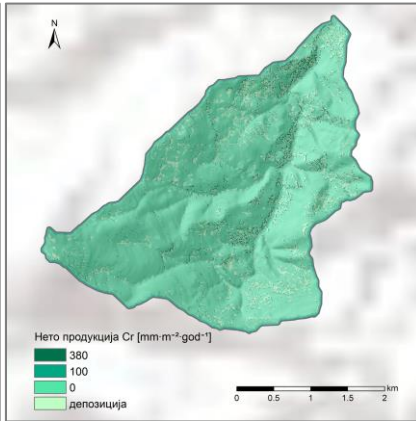
Прилог 10в



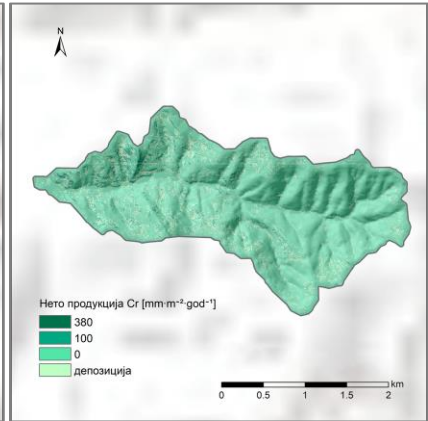
Прилог 11а



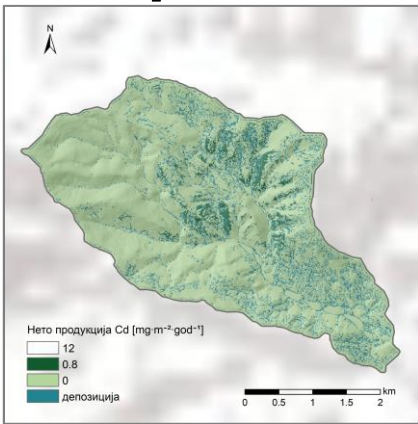
Прилог 11б



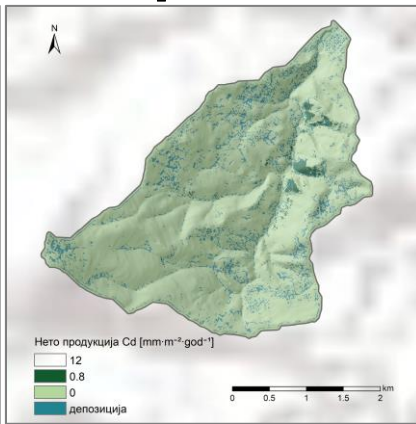
Прилог 11в



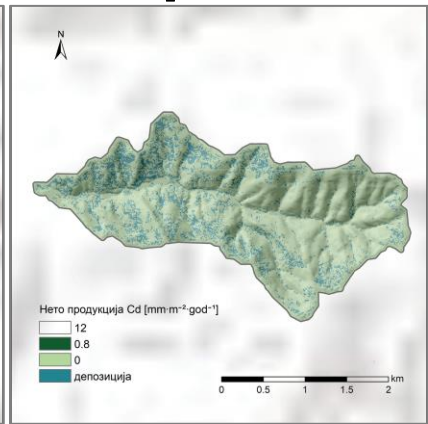
Прилог 12а



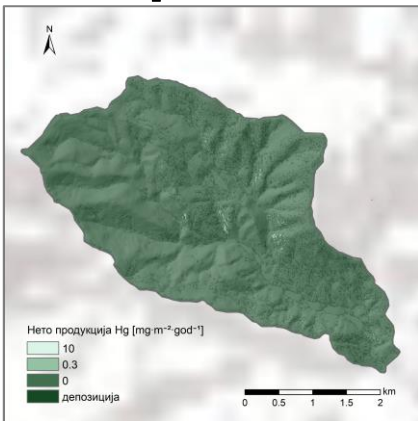
Прилог 12б



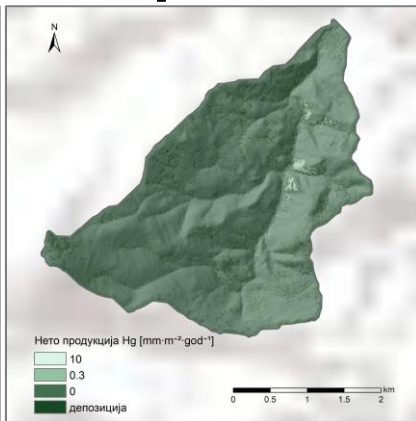
Прилог 12в



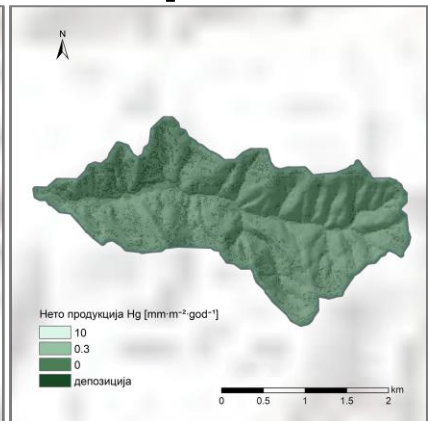
Прилог 13а



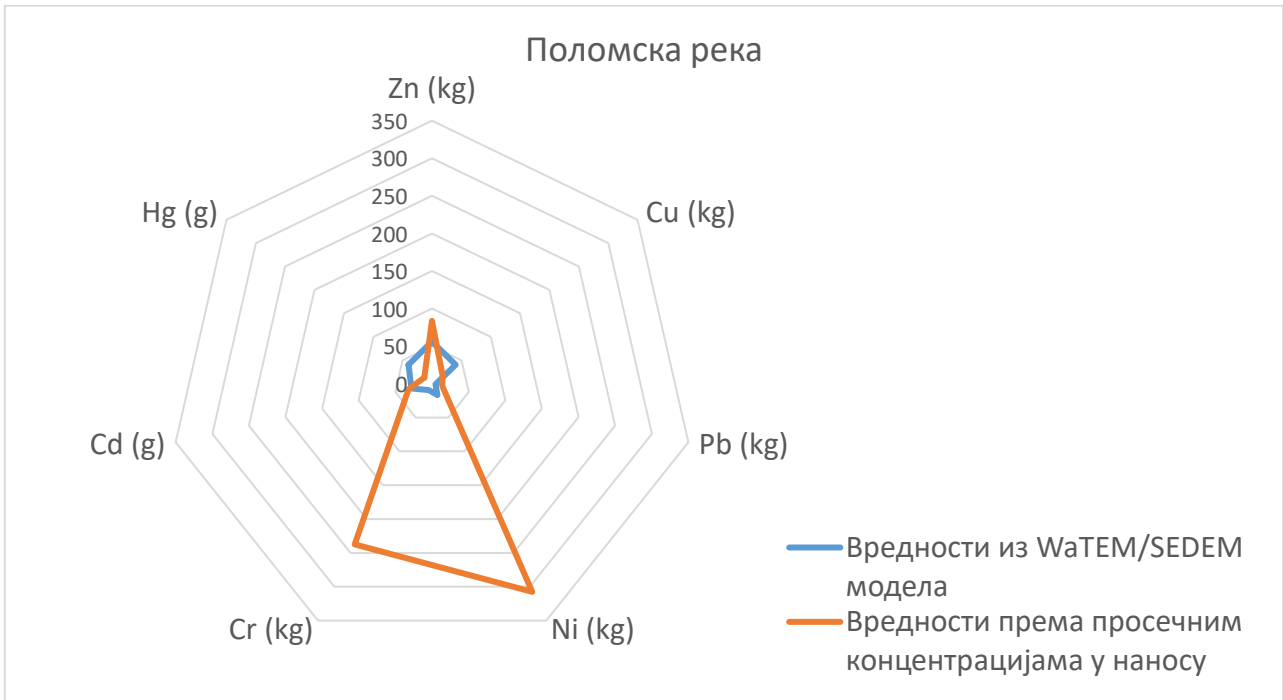
Прилог 13б



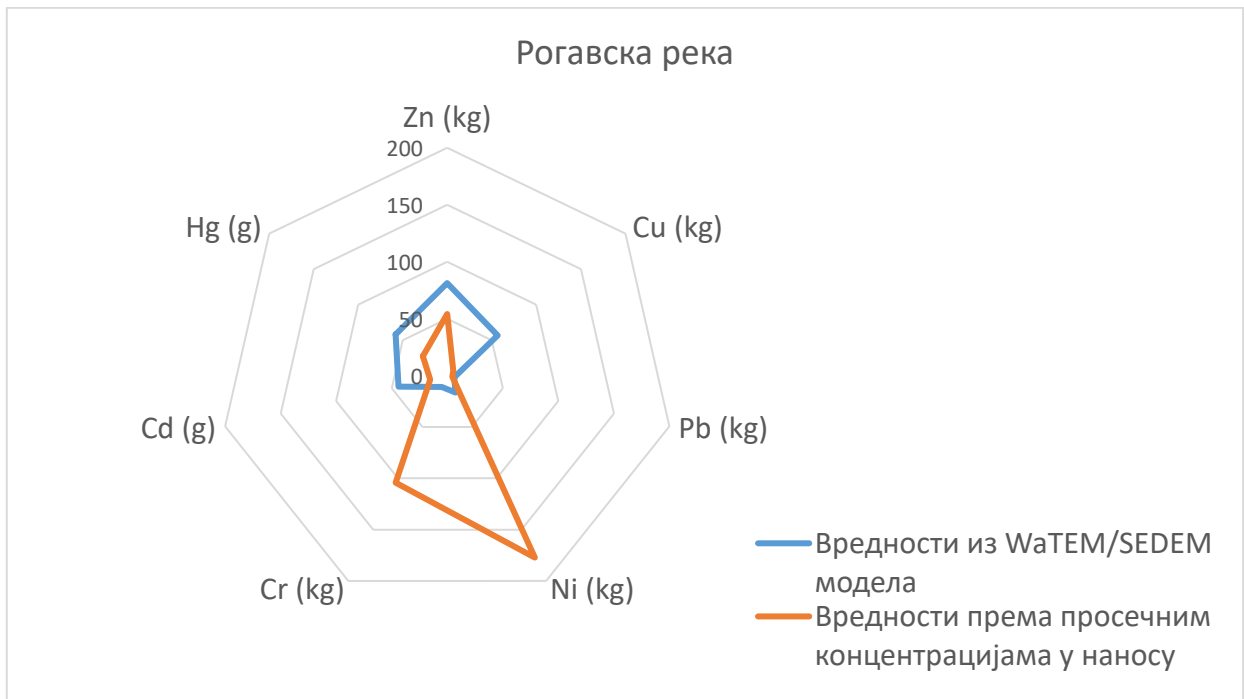
Прилог 13в



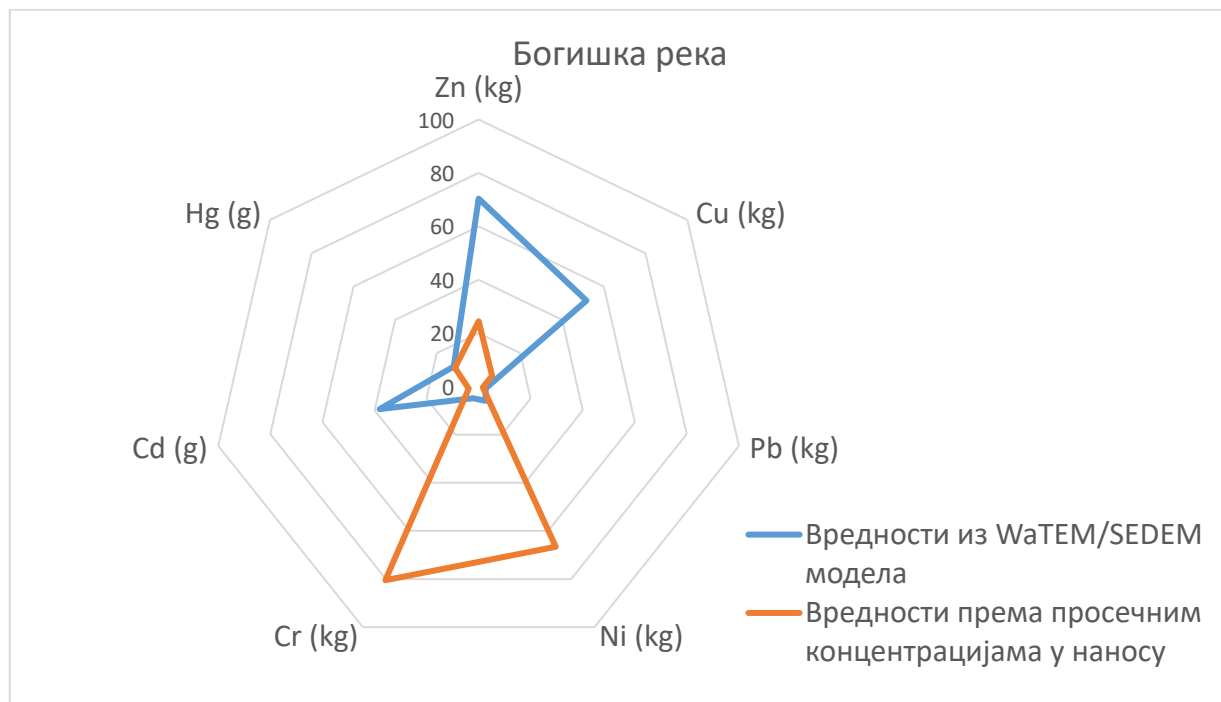
Прилог 14а



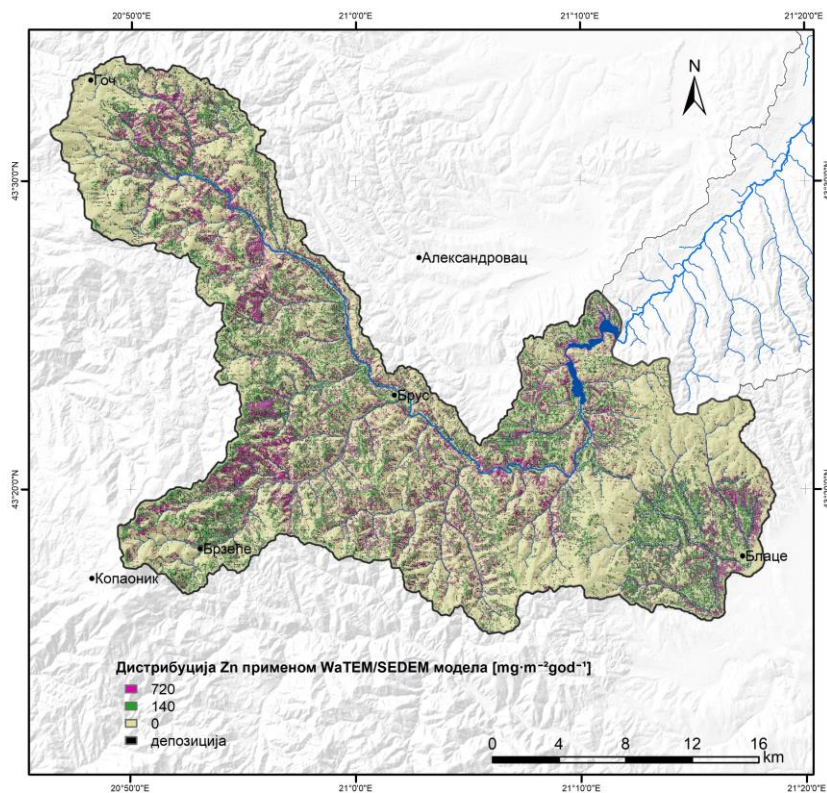
Прилог 14б



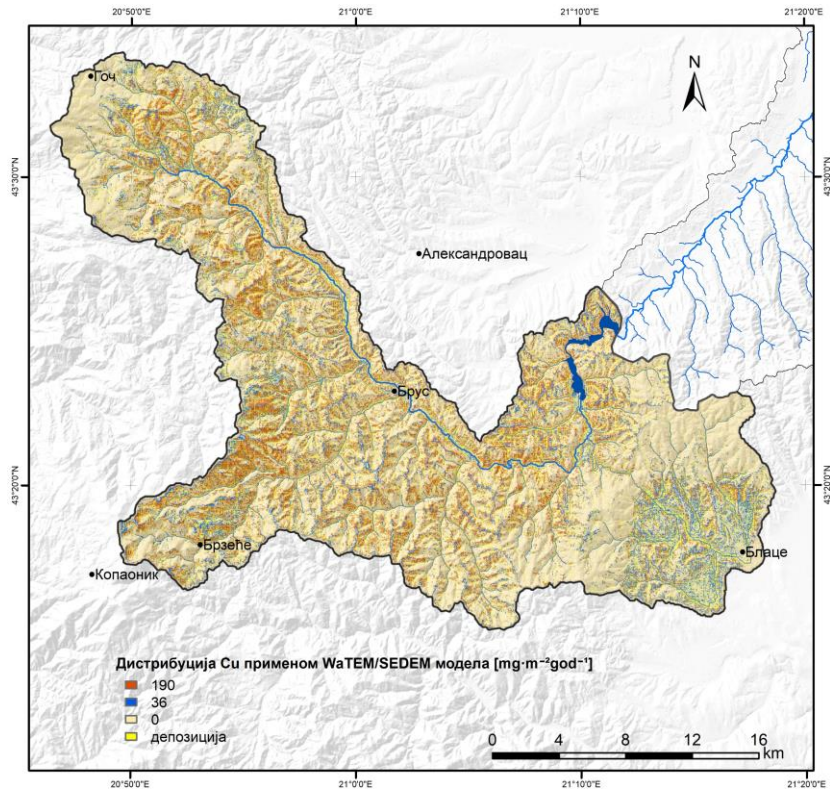
Прилог 14в



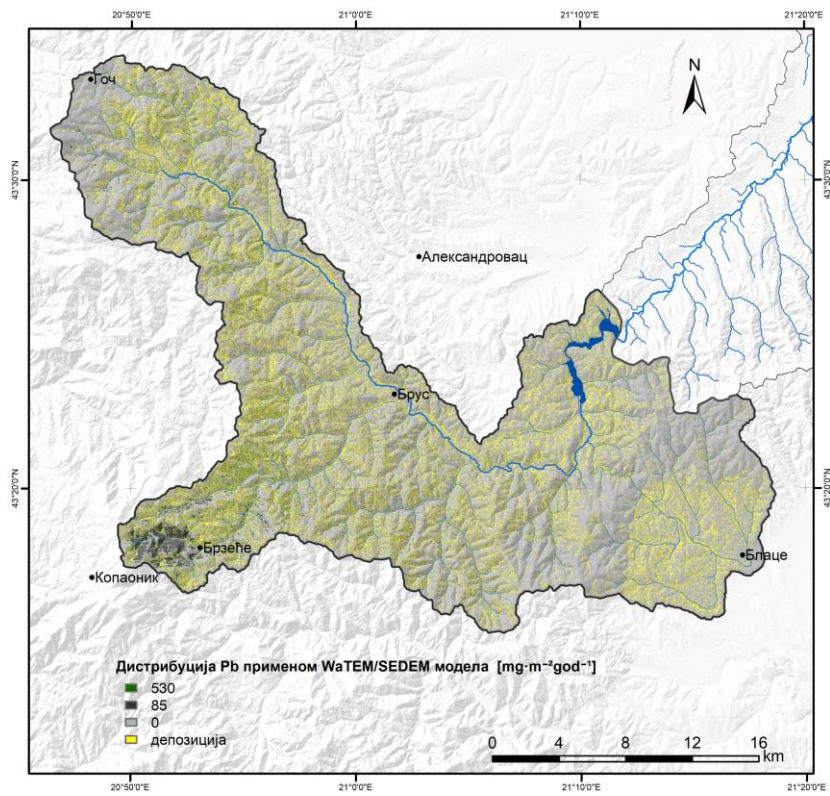
Прилог 15а



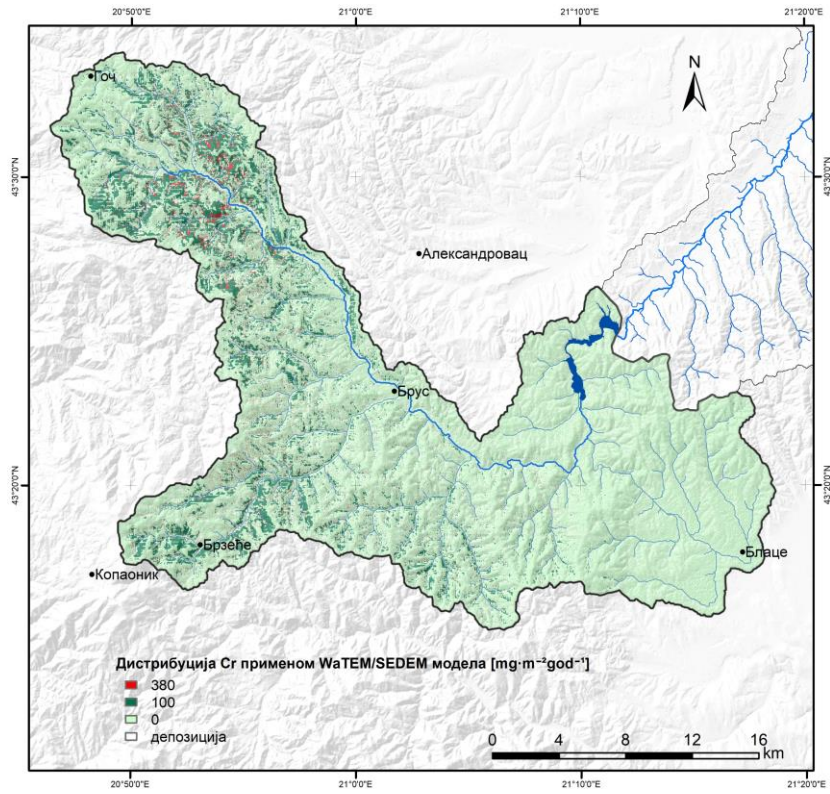
Прилог 15б



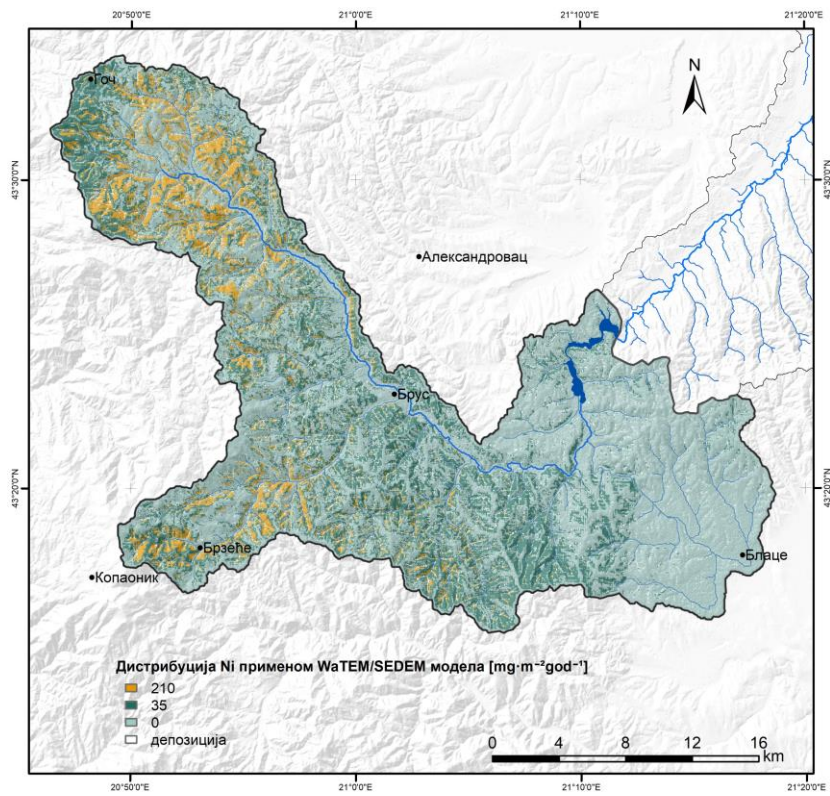
Прилог 15в



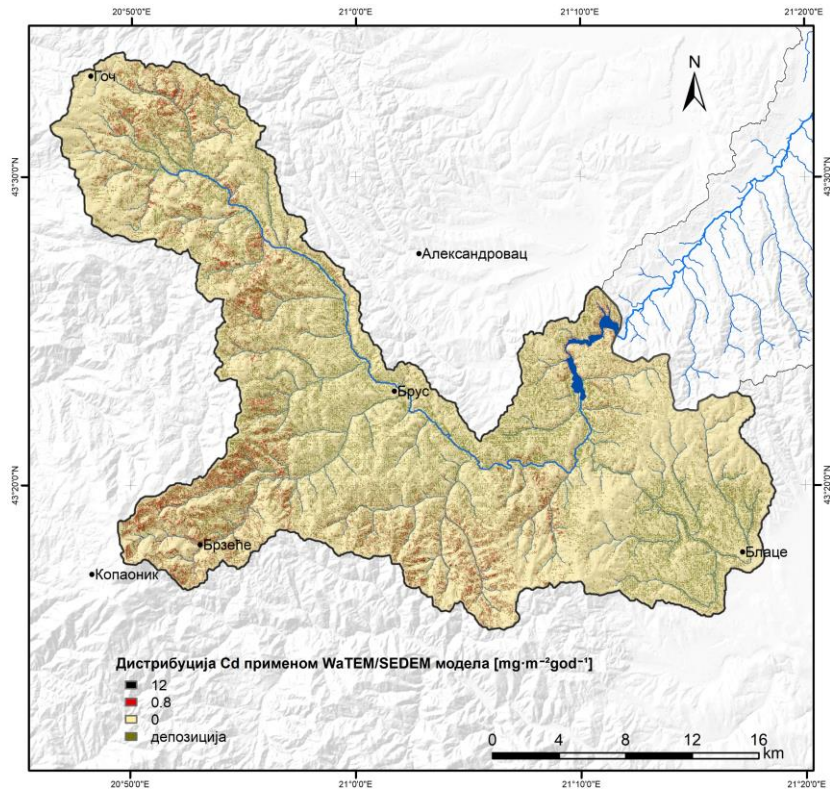
Прилог 15г



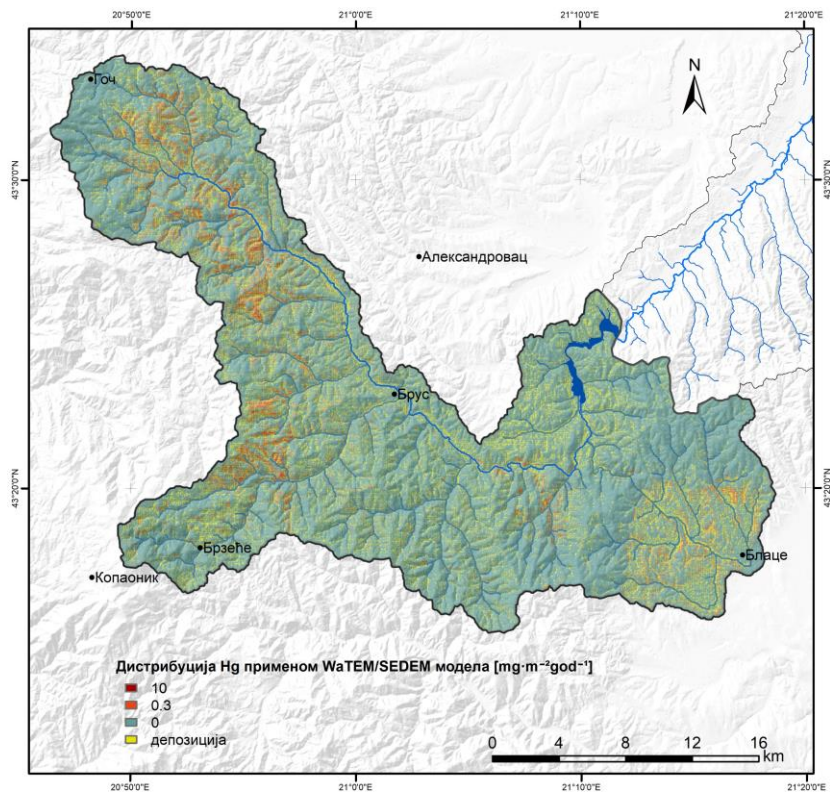
Прилог 15д



Прилог 15ђ



Прилог 15е



БИОГРАФИЈА АУТОРА

Предраг Миљковић је рођен 1.9.1988. године у Брусу (Република Србија), где је завршио основну школу „Јован Јовановић Змај“ и Гимназију општег смера.

Школске 2007/2008 уписује Шумарски факултет, на одсеку Еколошки инжењеринг у заштити земљишних и водних ресурса. Током основних студија, био је на тромесечној стручној пракси у Генту (Белгија) на Факултету за инжењеринг биолошких наука, где је учествовао на 4 пројекта. По завршетку студија, стиче диплому са наградом „*Студент генерације*“, маја 2012. године (просек 9,11/10). Школске 2012/2013 уписује мастер студије на матичном факултету и одсеку, и завршава студије са просеком 10/10.

Маја 2013. године, почиње са радом на Шумарском факултету, на Катедри за бујице и ерозију, на месту сарадника у настави. Исте године уписује докторске студије. Током докторских студија, учествовао је на више научних и стручних пројеката, од којих је најзначајнији пројекат „Истраживање климатских промена и њиховог утицаја на животну средину: праћење утицаја, адаптација и ублажавање“ финансиран од стране Министарства просвете, науке и технолошког развоја Републике Србије. Аутор и коаутор је 21 рада, у домаћим и међународним часописима и на конференцијама, од којих је 1 рад из дисертације, на SCI листи. Од фебруара 2015. године, ради као асистент на Катедри за мелиорације. Током докторских студија, био је на летњој школи ISRIC на универзитету у Вагенингену, где је у оквиру курса *World soils and their assessment* учио о класификацији типова земљишта.

Активно учествује на конференцијама, стручним праксама, похађа курсеве из области даљинске детекције и примењује стечено знање у свом раду. Најзначајнији курсеви обухватају примену даљинске детекције у области конзервације биодиверзитета, у класификацији и мапирању вегетационог покривача, суше, квалитета ваздуха и еко-прогнозе на бази сценарија, као и процени прецизности поменутих процеса.

Јуна 2019. године, био је учесник школе ТАТ 2019 (Trans-Atlantic Training), у оквиру које је учио о напредним истраживачким методима и технологијама за процену промене начина коришћења земљишног простора и динамике екосистема.

Завршио је програм обуке у оквиру TRAIN-а, који се финансира из фондације краља Бодуена.

Течно говори енглески језик, а служи се и француским и норвешким језиком.

ИЗЈАВА О АУТОРСТВУ

Име и презиме аутора – Предраг Миљковић

Број индекса – 1/2013

Изјављујем


да је докторска дисертација под насловом

„Утицај начина коришћења земљишта на квалитет суспендованог наноса у сливу реке Расине“

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

Потпис аутора

У Београду, 30. септембар 2020.



ИЗЈАВА О ИСТОВЕТНОСТИ ШТАМПАНЕ И ЕЛЕКТРОНСКЕ ВЕРЗИЈЕ ДОКТОРСКОГ РАДА

Име и презиме аутора – Предраг Миљковић

Број индекса – 1/2013

Студијски програм – Еколошки инжењеринг у заштити земљишних и водних ресурса

Наслов рада – Утицај начина коришћења земљишта на квалитет суспендованог наноса у сливу
реке Расине

Ментор – др Снежана Белановић Симић, ред. проф. Универзитета у Београду, Шумарски факултет

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

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

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

Потпис аутора

У Београду, 30. септембар 2020.



ИЗЈАВА О КОРИШЋЕЊУ

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

„Утицај начина коришћења земљишта на квалитет суспендованог наноса у сливу реке Расине“

која је моје ауторско дело.

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

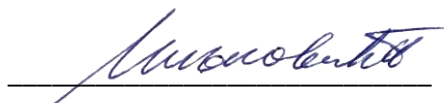
Моју докторску дисертацију похрањену у Дигиталном репозиторијуму Универзитета у Београду и доступну у отвореном приступу могу да користе сви који поштују одредбе садржане у одабраном типу лиценце Креативне заједнице (Creative Commons) за коју сам се одлучио/ла.

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).

Потпис аутора

У Београду, 30. септембар 2020.



1. **Ауторство.** Дозвољаваате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце, чак и у комерцијалне сврхе. Ово је најслободнија од свих лиценци.
2. **Ауторство – некомерцијално.** Дозвољаваате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела.
3. **Ауторство – некомерцијално – без прерада.** Дозвољаваате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, без промена, преобликовања или употребе дела у свом делу, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела. У односу на све остале лиценце, овом лиценцом се ограничава највећи обим права коришћења дела.
4. **Ауторство – некомерцијално – делити под истим условима.** Дозвољаваате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце и ако се прерада дистрибуира под истом или сличном лиценцом. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела и прерада.
5. **Ауторство – без прерада.** Дозвољаваате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, без промена, преобликовања или употребе дела у свом делу, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца дозвољава комерцијалну употребу дела.
6. **Ауторство – делити под истим условима.** Дозвољаваате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце и ако се прерада дистрибуира под истом или сличном лиценцом. Ова лиценца дозвољава комерцијалну употребу дела и прерада. Слична је софтверским лиценцама, односно лиценцама отвореног кода.