УНИВЕРЗИТЕТ У НИШУ

ФАКУЛТЕТ ЗАШТИТЕ НА РАДУ У НИШУ

Сретен Б. Илић

ТЕШКИ МЕТАЛИ И РАДИОНУКЛИДИ У ЗЕМЉИШТУ У ОКОЛИНИ ЛЕЖИШТА ГЛИНОВИТОГ МАТЕРИЈАЛА „ЗБЕГОВИ“, ДОЊЕ ЦРНИЉЕВО - УТИЦАЈ НА ЕЛЕМЕНТЕ ЖИВОТНЕ СРЕДИНЕ

ДОКТОРСКА ДИСЕРТАЦИЈА

Текст ове докторске дисертације ставља се на увид јавности,
у складу са чланом 40., став 8. Закона о високом образовању
(*"Сл. гласник РС", бр. 88/2017, 73/2018, 27/2018 - др. закон, 67/2019, 6/2020 - др. закони, 11/2021 - аутентично тумачење, 67/2021, 67/2021 - др. закон, 76/2023 и 19/2025*)

НАПОМЕНА О АУТОРСКИМ ПРАВИМА:

Овај текст сматра се рукописом и само се саопштава јавности (члан 7. Закона о ауторским и сродним правима, *"Сл. гласник РС", бр. 104/2009, 99/2011 и 119/2012, 29/2016 – одлука УС и 66/2019*).

Ниједан део ове докторске дисертације не сме се користити ни у какве сврхе, осим за упознавање са њеним садржајем пре одбране дисертације.

Ниш, 2026.

UNIVERSITY OF NIŠ

FACULTY OF OCCUPATIONAL SAFETY IN NIŠ

Sreten B. Ilić

HEAVY METALS AND RADIONUCLIDES IN SOIL IN THE AREA SURROUNDING CLAY DEPOSIT "ZBEGOVI", DONJE CRNILJEVO- IMPACT ON ELEMENTS OF THE ENVIRONMENT

DOCTORIAL DISSERTATION

Niš, 2026.

Подаци о докторској дисертацији

Ментор:	др Татјана Голубовић, редовни професор Универзитет у Нишу, Факултет заштите на раду у Нишу
Наслов:	Тешки метали и радионуклиди у земљишту у околини лежишта глиновитог материјала „Збегови“, Доње Црниљево - утицај на елементе животне средине
Резиме:	Извршено је прикупљање и припрема узорака земљишта са 78 (седамдесет осам) локација са ширег подручја села Доње Црниљево, у околини лежишта глиновитог материјала, односно површинског копа „Збегови”. Одређене су концентрације тешких метала (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, V, Zn) и концентрације активности радионуклида (^{238}U, ^{226}Ra, ^{232}Th, ^{40}K, ^{137}Cs). На истраживаном простру површине око 12 km^2 извршена је анализа просторне дистрибуције тешких метала и радионуклида ординарном кригинг методом. Степен загађење земљишта процењен је на основу фактора обогаћења (*EF*), гео-акумулационог индекса (*Igeo*), фактора контаминације (*CF*), индекса загађења (*PLI*) и *K*-параметра. Изведен је закључак, на основу вредности фактора обогаћења, да на истраживаном простору постоји слабо обогаћење земљишта тешким металима услед антропогених активности (употреба вештачког ђубрива и хемијских препарата). Корелације радионуклида, тешких метала и физичко-хемијских карактеристика земљишта испитане су хијерархијском анализом груписања. Највише концентрације анализираних тешких метала и радионуклида су у корелацији са типом матичне стене од које је настало земљиште и са земљиштем обрадивих површина. Најниже измерене концентрације тешких метала и радионуклида су измерене у лежишту копа глиновитог материјала и може се закључити да површински коп нема негативни утицај на окружење у погледу саржаја тешких метала и радионуклида. На истраживаном простору средња вредност процењене јачине апсорбоване дозе зрачења на становништво износи 80,1 nGy h^{-1}, а годишња ефективна доза варира у опсегу 46,9 до 134 μSv. Јачина дозе зрачења за биљке и животиње на истраживаном простору израчуната је применом програмског пакета *RESRAD-BIOTA* и износи 1,31x10^{-4} Gy d^{-1}. Ниво радијационог ризика указује да се на истраживаном простору услед ниских доза јонизујућег зрачења неће испољити детерминистички ефекти по становништво и живи свет истраживаног простора.
Научна област:	Инжењерство заштите животне средине и заштите на раду
Научна дисциплина:	Заштита животне средине

Кључне речи:	тешки метали, радионуклиди, загађење земљишта, доза зрачења, хијерархијска анализа груписања, геостатистичка анализа
УДК:	502/504:631.442.4 (497.11 Donje Crniljevo) (043.3) 631.453:[546.3:539.16 (497.11 Donje Crniljevo) (043.3)
ЦЕРИФ класификација:	Т 270 Технологија животне средине, контрола загађивања
Тип лиценце Креативне заједнице:	CC BY-NC-ND

Data on Doctoral Dissertation

Doctoral Supervisor:	Tatjana Golubović, Ph.D., Full Professor University of Niš, Faculty of Occupational Safety in Niš
Title:	Heavy metals and radionuclides in soil in the area surrounding clay deposit "Zbegovi", Donje Crniljevo- impact on elements of the environment
Abstract:	The collection and preparation of soil samples from 78 (seventy-eight) locations from the wider area of the village of Donji Crniljevo, in the vicinity of the clay material deposit, ie the surface mine "Zbegovi", was performed. Heavy metal concentrations (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, V, Zn) and radionuclide activity concentrations (^{238}U, ^{226}Ra, ^{232}Th, ^{40}K, ^{137}Cs) were determined. The spatial distribution of heavy metals and radionuclides was analyzed on the investigated area of about 12 km^2 by the ordinary kriging method. The degree of soil pollution was assessed on the basis of enrichment factor (EF), geo-accumulation index (Igeo), contamination factor (CF), pollution index (PLI) and K-parameter. The conclusion was made, based on the values of enrichment factors, that there is a weak enrichment of soil with heavy metals in the investigated area due to anthropogenic activities (use of artificial fertilizers and chemical preparations). Correlations between radionuclides, heavy metals and physicochemical characteristics of soil were examined by hierarchical grouping analysis. The highest concentrations of analyzed heavy metals and radionuclides are correlated with the type of parent rock from which the soil was formed and on arable land, as shown in the spatial distribution maps. Based on the lowest concentrations of most a heavy metals and radionuclides, it was concluded that the clay material deposit does not have a negative impact on its environment in terms of heavy metal and radionuclide content. In the investigated area, the mean value of the estimated radiation dose rate per population is 80,1 nGy h^{-1}, and the annual effective dose varies in the range of 46,9 to 134 μSv. The radiation dose rate for biota in the research area was calculated using the RESRAD-BIOTA software package and is 1,31x10^{-4} Gy d^{-1}. The level of radiation risk indicates that due to low doses of ionizing radiation, the deterministic effects of the population and the biota of the investigated area will not be manifested in the investigated area.
Scientific Field:	Environmental and Occupational Safety Engineering
Scientific Discipline:	Environmental Protection
Key Words:	heavy metals, radionuclides, soil pollution, dose rate, hierarchical cluster analysis, geostatistical analysis
UDC:	502/504:631.442.4 (497.11 Donje Crniljevo) (043.3) 631.453:[546.3:539.16 (497.11 Donje Crniljevo) (043.3)

CERIF Classification:	T270 Environmental technology, pollution control
Creative Commons License Type:	CC BY-NC-ND

Захвалност аутора

Желео бих да се захвалим на првом месту својој менторки др Татјани Голубовић, редовном професору Факултета заштите на раду Универзитета у Нишу на огромном стрпљењу, указаном поверењу и креативним дискусијама у процесу израде ове дисертације. Њени конструктивни савети и стручна подршка током израде ове дисертације били су непроцењиви за успех овог рада.

Захвалност дугујем др Мирјани Ђурашевић, научном саветнику Института за нуклеарне науке „Винча“, која је својом стручношћу и искуством допринела да резултати истраживања буду прецизнији, а да гамаспектрометријске анализе буду квалитетније.

Велику захвалност дугујем колегиници Драгани Прокић за помоћ при анализи резултата из области оптичке емисионе спектрометрије са индуктивно спрегнутом плазмом, као и на несебичној помоћи приликом интерпретације и анализе истраживаног простора у погледу присуства тешких метала.

Колегиници Наташи Пајић, захваљујем се на помоћи приликом припреме узорака, као и корисним сугестијама при писању дела о географским, геолошким и педолошким карактеристикама истраживаног простора. Такође јој дугујем захвалност за помоћ при гранулометријској анализи. Горану Продановићу, Група за границе сектора за билатералну сарадњу МСП РС, дугујем велику захвалност за помоћ при геостатистичкој анализи.

Исто тако се захваљујем и члановима Комисије на корисним саветима који су унапредили ову дисертацију.

Велико ми је задовољство што сам истраживање спровео у месту где сам провео детињство и захваљујем се свим мештанима села Доње Црниљево.

Докторску дисертацију посвећујем свом сину Луки и супрузи Душици којима дугујем неизмерну захвалност на несебичној подршци коју су ми пружили током свих година.

Сретен Илић

САДРЖАЈ

1. УВОД 1
1.1. Предмет истраживања 1
1.2. Циљ истраживања 5
1.3. Хипотезе 6
1.4. Методологија истраживање 7
1.5. Научни и друштвени допринос истраживања 8
1.6. Структура докторске дисертације 9
2. ТЕОРИЈСКЕ ОСНОВЕ 10
2.1. Тешки метали у животној средини 10
2.1.1. Гвожђе (Fe) 12
2.1.2. Бакар (Cu) 13
2.1.3. Хром (Cr) 14
2.1.4. Манган (Mn) 15
2.1.5. Кобалт (Co) 16
2.1.6. Кадмијум (Cd) 16
2.1.7. Олово (Pb) 18
2.1.8. Цинк (Zn) 19
2.1.9. Ванадијум (V) 20
2.1.10. Никл (Ni) 21
2.2. Извори јонизујућих зрачења у животној средини 22
2.2.1. Радионуклиди из природе 24
2.2.2. Основне карактеристике радионуклида добијених вештачким путем 25
2.2.3. Прерасподела природне радиоактивност у животној средини услед природних и индустријских активности 26
2.2.4. Природни радиоактивни материјали и технолошки обогаћени природни радиоактивни материјали (NORM и TENORM) 26
2.2.5. Радионуклиди у глинама 27
2.3. Кретање тешких метала и радионуклида у животној средини 29
2.4. Мониторинг тешких метала и радионуклида као показатељ стања животне средине 30

2.5. Интерполација података из животне средине 31
2.5.1. Кригинг интерполација 32
2.6. Ризици од јонизујућег зрачења и нивои излагања 35
2.7. Утицај јонизујућих зрачења на човека и заштита 38
2.8. Радијациони ефекти и заштита од јонизујућих зрачења биљака и животиња 39
2.8.1. Процена излагања биљака и животиња јонизујућем зрачењу коришћењем рачунарског кода RESRAD-BIOTA 40
2.8.2. Степеновани приступ 41
2.9. Основе оптичке емисионе спектрометрије са индуктивно-спрегнутом плазмом 45
2.9.1. Карактеристике ICP-OES спектрометара 47
2.9.1.1. Индуктивно спрегнута плазма 47
2.9.1.2. Увођење узорка у плазму 50
2.9.2. Типови ICP-OES спектромеатара 51
2.9.3. Предности ICP-OES технике 51
2.9.3.1. Сметње у ICP-OES техници 52
3. МАТЕРИЈАЛИ И МЕТОДЕ РАДА 53
3.1. Истраживани простор 53
3.1.1. Географски положај истраживаног простора 53
3.1.2. Геоморфологија лежишта „Збегови“ Доње Црниљево 55
3.2. Методологија узорковања и мерења 58
3.2.1. Узорковање 58
3.2.2. Припрема узорака земљишта за одређивање садржаја тешких метала 61
3.2.3. Припрема узорака за гамаспектрометријску анализу 62
3.3. Експерименталне анализе 63
3.3.1. Оптичка емисиона спектрометрија са индуктивно спрегнутом плазмом (ICP-OES) 63
3.3.1.1. Квантификација, граница детекције и контрола квалитета 64
3.3.1.2. Коришћени реагенси 64
3.3.2. Гамаспектрометријска анализа 65
3.3.2.1. Калибрација гамаспектрометријског система „AMATEC-ORTEC“ GEM50 67
3.3.2.2. Енергетска калибрација 69

3.3.2.3. Калибрација ефикасности детектора 73
3.3.2.4. Контрола квалитета, процена мерне несигумости и минимална детектибилна концентрација активности 78
3.3.3. Методе за одређивање физичко-хемијских карактеристика земљишта 79
3.4. Анализа резултата 80
3.4.1. Статистичка обрада података 80
3.4.1.1. Дескриптивна статистичка анализа 80
3.4.1.2. Пирсонов коефецијент корелације 80
3.4.1.3. Једносмерна анализа варијансе – ANOVA 80
3.4.1.4. Хијерархијска анализа груписања (HCA) 81
3.4.2. Просторна дистрибуција тешких метала и радионуклида (ArcGIS) 81
3.5. Ризици за живи свет истраживаног простора 81
3.5.1. Показатељи загађења земљишта тешким металима 81
3.5.1.1. Фактор обогаћивања (EF) 82
3.5.1.2. Гео-акумулациони индекс (I_{geo}) 83
3.5.1.3. Фактор контаминације (CF) 83
3.5.1.4. Индекс загађења (PLI) 84
3.5.2. Радијациони ризици по становништво истраживаног простора 84
3.5.2.1. Јачина абсорбоване дозе зрачења 84
3.5.2.2. Годишња ефективна доза 85
3.5.2.3. Додатни ризик од развоја рака током живота 85
3.5.2.4. K-параметар 86
3.5.3. Радијациони ризици за биљке и животиње које живе на истраживаном простору 86
3.5.3.1. Процена радијационе изложености и ризика за живи свет применом компјутерског кода RESRAD-BIOTA 86
4. РЕЗУЛТАТИ И ДИСКУСИЈА 88
4.1. Концентрације тешких метала у земљишту истраживаног простора 88
4.1.1. Укупан садржај тешких метала у земљишту истраживаног простора 88
4.1.1.1. Кадмијум (Cd) 91
4.1.1.2. Кобалт (Co) 94
4.1.1.3. Хром (Cr) 96

4.1.1.4. Бакар (Cu) 98
4.1.1.5. Манган (Mn) 100
4.1.1.6. Никл (Ni) 102
4.1.1.7. Олово (Pb) 104
4.1.1.8. Ванадијум (V) 106
4.1.1.9. Цинк (Zn) 108
4.1.1.10. Гвожђе (Fe) 111
4.1.2. Показатељи загађења земљишта тешким металима 111
4.2. Ризици од експлоатације глиновитог материјала у непосредној околини повшинског копа "Збегови" Доње Црниљево - концентрације активности радионуклида у земљишту и глиновитом матријалу 113
4.2.1. Концентрације активности радионуклида у узорцима глиновитог материјала 113
4.2.2. Концентрације активности радионуклида у земљишту истраживаног простора 115
4.2.2.1. Концентрације активности радионуклида у непосредној околини површинског копа "Збегови" 115
4.2.2.2. Концентрације активности радионуклида у земљишту целокупног истраживаног простора 119
4.2.3. Анализа варијансе између концентрације радионуклида обрадивог и необрадивог земљишта 127
4.2.4. Просторна дистрибуција радионуклида истраживаног простора 128
4.3. Физичко-хемијске карактеристике земљишта испитиваног простора 131
4.4. Хијерархијска кластер анализа груписања (HCA) података са истраживаног простора 133
4.5. Процена радијационог ризика по живи свет и становништво истраживаног простора 138
4.5.1. Процена радијационог ризика по становништво 138
4.5.2. Процена радијационог ризика по живи свет 140
5. ЗАКЉУЧАНА РАЗМАТРАЊА 143
6. ЛИТЕРАТУРА 148
7. ПРИЛОЗИ 162

8. БИОГРАФИЈА АУТОРА 195
9. ИЗЈАВЕ АУТОРА 196
1 ИЗЈАВА О АУТОРСТВУ 197
2 ИЗЈАВА О ИСТОВЕТНОСТИ ЕЛЕКТРОНСКОГ И ШТАМПАНОГ ОБЛИКА ДОКТОРСКЕ ДИСЕРТАЦИЈЕ 198
2.1.1 ИЗЈАВА О КОРИШЋЕЊУ 199

ПОПИС СЛИКА

Слика 2.1 Распадање матичне стене (Илић, 2019) 10
Слика 2.2 Параметри семиваријограма: домет, праг и одступање (Malvić, 2008) 34
Слика 2.3 Начин излагања човека јонизујућим зрачењима преко дугог ланца исхране (IAEA, 2005) 36
Слика 2.4 Приближна акутна смртна доза за различите таксономске групе организама ..41
Слика 2.5 Главни екран програмског пакета RESRAD BIOTA 43
Слика 2.6 Графички приказ резултата у RESRAD BIOTI 44
Слика 2.7 Основне компоненте ICP оптичког емисионог спектрометра 47
Слика 2.8 Плазменик: 1 – Навоји; 2 - Аргон са узорком; 3 – Аргон за образовање плазме; 4 - Аргон за хлађење 48
Слика 2.9 Температуре и зоне у ICP плазми 49
Слика 2.10 Облик плазме: (а) облик капи, (б) тороидни облик 50
Слика 3.1 Географски положај истраживаног простора 54
Слика 3.2 Насеље Доње Црниљево (Илић, 2009) 55
Слика 3.3 Геолошка мапа тамнавског терцијарног басена (Radosavljević et al., 2014) 57
Слика 3.4 Лежиште глиновитог материјала „Збегови“ Доње Црниљево (Илић, 2018) 58
Слика 3.5 Узорковање земљишта из два слоја на истраживаном простору 59
Слика 3.6 Локације узимања узорака земљишта на истраживаном простору 60
Слика 3.7 Припрема узорака за ICP-OES анализу (Илић, 2019) 62
Слика 3.8 Припрема узорака земљишта у геомеханичкој лабораторији (Илић, 2019) 62
Сліка 3.9 SPECTRO GENESIS SOP (Илић, 2021) 63
Слика 3.10 Високорезолуциони полупроводнички HPGe детектор „AMATEC-ORTEC“ GEM50 (Илић, 2019) 65
Слика 3.11 Блок шема гамаспектрометријског система „AMATEC-ORTEC“ GEM50 66
Слика 3.12 Шематски приказ Маринелијевог пехара 68
Слика 3.13 Калибрациони график зависности броја канала од енергије 70
Слика 3.14 Спектрална линија на којој је приказано одређивање резолуције 71
Слика 3.15 Калибрациони график зависности FWHM од енергије 72
Слика 3.16 Ефекти који утичу на ефикасност HPGe детектора 74
Слика 3.17 Ефикасност HPGe детектора p-типа у функцији енергије 75

Слика 3.18 Калибрациони график зависности ефикасности од енергије 77
Слика 4.1 Просторна расподела кадмијума у околини лежишта глиновитог материјала "Збегови" Доње Црниљево 92
Слика 4.2 Хистограм учесталости појављивања концентрација кадмијума (Cd) 93
Слика 4.3 Процентуална заступљеност узорака земљишта у којима су концентрације кадмијума ниже од граничних максималних вредности, више од граничних максималних вредности и више од ремедијационих вредности 93
Слика 4.4 Просторна расподела кобалта у околини лежишта глиновитог материјала "Збегови" Доње Црниљево 94
Слика 4.5 Хистограм учесталости појављивања концентрација кобалта (Co) 95
Слика 4.6 Процентуална заступљеност узорака земљишта у којима су концентрације кобалта ниже од граничних максималних вредности, више од граничних максималних вредности и више од ремедијационих вредности 95
Слика 4.7 Просторна расподела хрома у околини лежишта глиновитог материјала "Збегови" Доње Црниљево 96
Слика 4.8 Хистограм учесталости појављивања концентрација хрома (Cr) 97
Слика 4.9 Процентуална заступљеност узорака земљишта у којима су концентрације хрома ниже од граничних максималних вредности, више од граничних максималних вредности и више од ремедијационих вредности 97
Слика 4.10 Просторна расподела бакра у околини лежишта глиновитог материјала "Збегови" Доње Црниљево 99
Слика 4.11 Хистограм учесталости појављивања концентрација бакра (Cu) 99
Слика 4.12 Процентуална заступљеност узорака земљишта у којима су концентрације бакра ниже од граничних максималних вредности, више од граничних максималних вредности и више од ремедијационих вредности 100
Слика 4.13 Просторна расподела мангана у околини лежишта глиновитог материјала "Збегови" Доње Црниљево 101
Слика 4.14 Хистограм учесталости појављивања концентрација мангана (Mn) 101
Слика 4.15 Просторна расподела никла у околини лежишта глиновитог материјала "Збегови" Доње Црниљево 103
Слика 4.16 Хистограм учесталости појављивања концентрација никла (Ni) 103

Слика 4.17 Процентуална заступљеност узорака земљишта у којима су концентрације никла ниже од граничних максималних вредности, више од граничних максималних вредности и више од ремедијационих вредности 104
Слика 4.18 Просторна расподела олова у околини лежишта глиновитог материјала "Збегови" Доње Црниљево 105
Слика 4.19 Хистограм учесталости појављивања концентрација олова (Pb) 106
Слика 4.20 Процентуална заступљеност узорака земљишта у којима су концентрације олова ниже од граничних максималних вредности, више од граничних максималних вредности и више од ремедијационих вредности 106
Слика 4.21 Просторна расподела ванадијума у околини лежишта глиновитог материјала "Збегови" Доње Црниљево 107
Слика 4.22 Хистограм учесталости појављивања концентрација ванадијума (V) 108
Слика 4.23 Процентуална заступљеност узорака земљишта у којима су концентрације ванадијума ниже од граничних максималних вредности, више од граничних максималних вредности и више од ремедијационих вредности 108
Слика 4.24 Просторна расподела цинка у околини лежишта глиновитог материјала "Збегови" Доње Црниљево 110
Слика 4.25 Хистограм учесталости појављивања концентрација цинка (Zn) 110
Слика 4.26 Процентуална заступљеност узорака земљишта у којима су концентрације цинка ниже од граничних максималних вредности, више од граничних максималних вредности и више од ремедијационих вредности 111
Слика 4.27 Места узорковања глиновитог материјала 113
Слика 4.28 Концентрације активности (Bq kg^{-1}) радионуклида у слојевима А и В у непосредној околини површинског копа „Збегови“ Доње Црниљево 117
Слика 4.29 Концентрације активности радионуклида у земљишту истраживаног простора 120
Слика 4.30 Изглед земљишта са 66 локације узорковања 121
Слика 4.31 Хистограм и Q-Q plots расподеле концентрације ^{238}U у узорцима земљишта са истраживаног простора 123
Слика 4.32 Хистограм и Q-Q plots расподеле концентрације ^{232}Th у узорцима земљишта са истраживаног простора 123

Слика 4.33 Хистограм и Q-Q plots расподеле концентрације ^{40}K у узорцима земљишта са истраживаног простора....124
Слика 4.34 Хистограм и Q-Q plots расподеле концентрације ^{226}Ra у узорцима земљишта са истраживаног простора....124
Слика 4.35 Хистограм и Q-Q plots расподеле концентрације ^{137}Cs у узорцима земљишта са истраживаног простора....124
Слика 4.36 Однос концентрација активности уранијума, торијума и калијума у испитиваним узорцима....126
Слика 4.37 Просторна дистрибуција ^{238}U у земљишту истраживаног простора....128
Слика 4.38 Просторна дистрибуција ^{232}Th у земљишту истраживаног простора....129
Слика 4.39 Просторна дистрибуција ^{40}K u земљишту истраживаног простора....129
Слика 4.40 Просторна дистрибуција ^{226}Ra у земљишту истраживаног простора....130
Слика 4.41 Просторна дистрибуција ^{137}Cs у земљишту истраживаног простора....130
Слика 4.42 Текстурни троугао земљишта истраживаног простора....132
Слика 4.43 Дендрограм добијен хијерархијском анализом груписања радионуклида, тешких метала и физичко-хемијских карактеристика земљишта....133
Слика 4.44 Јачина дозе зрачења на локацијама узорковања на испитиваног простора...139
Слика 4.45 Графички приказ унутрашње, спољашње у укупне апсорбоване дозе зрачења ($\mu Gy\ d^{-1}$) за биљке и животиње услед излагања радионуклидима из земљишта....142

ПОПИС ТАБЕЛА

Табела 2.1 Распон концентрација тешких метала (mg kg^{-1}) у магматским и седиментним стенама 11
Табела 2.2. Карактеристичне вредности концентрација активности ^{40}K, ^{232}Th и ^{235}U у неким заступљеним стенама 25
Табела 2.3 Средње концентрације активности радионуклида (Bq kg^{-1}) у глинама у различитим деловима света и у Србији 29
Табела 3.1 Хемијски састав анализираног узорка 57
Табела 3.2 Карактеристике германијумског детектора „AMATEC-ORTEC“ GEM50 67
Табела 3.3 Преглед вредности калибрације по енергији (Energy/FWHM) 73
Табела 3.4 Преглед вредности калибрације по ефикасности 77
Табела 4.1 Дескриптвна статистика концентрација тешких метала у mg/kg у земљишту истраживаног простора 88
Табела 4.2 Упоредни приказ *background* концентрација тешких метала за земљиште, максимално дозвољених концентрација (MDK), граничних максималних (GV) и ремедијационих вредности (RV) националних и неких међународних законодавних оквира са добијеним резултатима у mg kg^{-1} 89
Табела 4.3 Преглед средњих концентрација тешких метала у земљишту мачванског округа 91
Табела 4.4 Вредности показатеља загађења земљишта истраживаног простора 111
Табела 4.5 Концентрације активности радионуклида у глиновитом материјалу површинског копа „Збегови“ Доње Црниљево, Србија 114
Табела 4.6 Дескриптивна статистика концентрација активности радионуклида у земљишту непосредне околине лежишта глиновитог материјала "Збегови“ 116
Табела 4.7 Нивои корелације радионуклида у слоју А и слоју В 118
Табела 4.8 Анализа варијансе радионуклида са променом дубине узорковања 119
Табела 4.9 Дескриптивна статистика концентрација активности радионуклида у земљишту истраживаног простора за ниво поверења k = 1 120
Табела 4.10 Нивои корелације за парове радионуклида Th/U, K/U и K/Th 125
Табела 4.11 Анализа варијансе концентрације радионуклида у узорцима земљишта узетих са обрадивих и необрадивих површина земљишта 127

Табела 4.12 Дескриптвна статистика физичко-хемијских карактеристика земљишта истраживаног простора.....131
Табела 4.13 Пирсонови корелациони коефицијенти за радионуклиде, тешке метале и физичко-хемијске карактеристике земљишта истраживаног простора.....134
Табела 4.14 Дескриптивна статистика јачине апсорбоване дозе гама зрачења, годишње ефективне дозе и индекса радијационог ризика услед излагања земљишним радионуклидима 139
Табела 4.15 Јачина апсобоване дозе зрачења услед спољашњег и унутрашњег излагања и укупна јачина апсорбоване дозе зрачења услед излагања ^{137}Cs, ^{40}K, ^{226}Ra, ^{234}Th и ^{238}U из земљишта за референтне групе животиња и биљака на истраживаном простору 141

ПОПИС СКРАЋЕНИЦА

AAS -Atomic Absorption Spectroscopy
ALARA - As Low As Resonably Achievable
ANOVA - ANalysis Of VAriance
ArcGIS - Geographic Information System
BAL - Britis Anti Luiyit-dimerkaptopropanol
BCG - Biota Concentration Guide
BIV - Bioaccumulation Factor
CF - Faktor kontaminacije
DCF - Dose Conversion Factor
DOE U.S. Department of Energy
EPA U.S. Environmental Protection Agency
EF - Faktor obogaćivanja
FWHM - Full Width At Half Maximum
GV – Granična vrednost
HCA - Hierarchical Cluster Analysis
IAEA – International Atomic Energy Agency
IBM SPSS – Statistical Package for the Social Sciences
ICRP – International Commission On Radiological Protection
ICP-OES - Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry
I_{geo} - Geo-akumulacioni indeks
ISCORS Interagency Steering Committee on Radiation Standards
ISO - International Standard Organization
LET - Linear energy transfer
LOD - Limit Of Detection
MDK - Максимално дозвољена концентрација
NCRP - National Council on Radiation Protection and Measurements
NORM - Naturally Occurring Radioactive Material
PLl - Индекс загађења
RBEs - Relative Biological Effectiveness
RESRAD - RESidual RADioactivity
RV- Ремедијациона вредност
SRPNA - Агенција за заштиту од јонизујућих зрачења и нуклеарну сигурност Србије
TENORM - Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials
UNSCAR - United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation
WHO – World Health Organization

1. УВОД

1.1. Предмет истраживања

Земљиште представља веома битан део животне средине који директно или индиректно утиче на квалитет живота на одређеном локалитету. Као комплексан материјал, оно садржи минералну (неорганску) и органску компоненту која настаје распадом биолошког материјала. Неорганска компонента земљишта образује се у процесу педогенезе, физичким, физичко-хемијским, хемијским и биолошким распадањем и разлагањем стена које улазе у састав литосфере.

Контаминација земљишта тешким металима и радионуклидима, услед токсичности и јонизујућег зрачења, представља све израженији проблем. У области заштите животне средине важан аспект представља проучавање миграције тешких метала и радионуклида у земљишту, као и трансфера из земљишта у биљке, ради свеобухватнијег познавања њиховог кретања кроз ланац исхране.

Тешки метали доспевају у земљиште из природних и антропогених извора. Најзначајније природне изворе тешких метала и радионуклида представљају стене и минерали из којих је земљиште образовано у процесу педогенезе. Антропогени извори тешких метала и радионуклида су рудници, топионице метала, саобраћајна средства, металска индустрија, органска и минерална ђубрива, средства за заштиту биљека и отпад.

На садржај тешких метала у земљишном профилу утичу бројни фактори: минеролошки и гранулометријски састав, садржај органске материје земљишта, садржај карбоната, pH вредност, укупни капацитет измене катјона у земљишту итд. Мобилност тешких метала и радионуклидау земљишту је једна од основних особина која одређује њихову концентрацију и место у земљишном профилу.

Кроз геохемијске процесе непрекидно се одвија циклично кретање тешких метала и природних радионуклида у животној средини (Alagić & Ranđelović, 2015). У земљишту су заступљени различити тешки метали и радионуклиди природног порекла, углавном у веома ниским садржајима. У зависности од геохемијских циклуса елемената, они се локално могу концентрисати у земљишту до нивоа који представљају ризик за здравље становништва и могу испољити негативан утицај на биљне и животињске врсте. Због своје постојаности, комплексног понашања у земљишту и дугог времена полуелиминације из

организама, тешки метали и радионуклиди спадају у групу веома опасних загађујућих супстанци. За разлику од органских загађујућих супстанци, не подлежу термичкој декомпозицији и микробиолошкој разградњи. Када једном доспеју у земљиште, остају ту дуго времена и апсорпцијом од стране биљака улазе у ланац исхране. У области заштите животне средине важан аспект представља проучавање миграције тешких метала и радионуклида у земљишту, као и трансфера из земљишта у биљке ради свеобухватнијег познавања њиховог кретања кроз ланац исхране. Високе концентрације ових метала имају штетно дејство на живи свет, па је мониторинг ових загађујућих супстанци од велике важности. Атропогени изори тешких метала и радионуклида су: рудници, термоелектране, топионице метала, саобраћајна средства, металска индустрија, органска и минерална ђубрива и отпад.

Преко 70% укупне годишње дозе јонизујућег зрачења којој је изложено становништво потиче из природних извора терестријалног и космогеног порекла, при чему више од 50% потиче из земљишта. Технолошким поступцима прераде и одређеним начинима коришћења материјала који садрже природне радионуклиде (NORM - Naturally Occurring Radioactive Material), добијају се материјали повећане природне радиоактивности (TENORM - Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials) и углавном представљају отпадне продукте NORM.

Зато је познавање садржаја радионуклида и њихове дистрибуције неопходно, јер земљиште није само извор континуираног излагања јонизујућем зрачењу већ и средина посредством које радионуклиди могу мигрирати у друге елементе животне средине. Изложеност природној радиоактивности потиче првенствено од три природна радиоактивна низа, чији су родоначелници ^{232}Th, ^{238}U и ^{235}U, као и од ^{40}K (Forkapić, 2007). Уранијум и радијум, се као најзначајнији природни радионуклиди појављују у литосфери у различитим геолошким објектима: стенама, рудама и земљишту (Dangić et al., 1995). За разлику од природних, вештачки радионуклиди су настали као последица људског деловања. Путем атмосферске депозиције могу се пренети на велике удаљености од места ослобађања. Дистрибуција вештачких радионуклида у земљишту, пре свега ^{137}Cs, карактерише се израженом неравномерношћу по дубини профила (у зависности од количине атмосферских талога, механичког састава земљишта и сл.) (Đurić et al., 1997). У Србији депозиција ^{137}Cs у земљишту потиче углавном од хаварије у нуклеарној електрани

у Чернобиљу 1986. године. На основу доступних литературних података, након хаварије у нуклеарној електрани у Фукушими 2011. године, у Србији није било значајније депозиције ^{137}Cs (Janković-Mandić et al., 2014).

У лакшим, песковитим земљиштима, нарочито оним с процедним типом водног режима, знатан део радиоактивних материја за 10–15 година мигрира до дубине 40–50 cm, али могу доспети и до подземних вода, а путем водених токова до река и мора (Janković-Mandić et al., 2014).

Глине представљају широко распрострањено рудно богатство од великог индустријског значаја (Đukić, 2016). У неким врстама глина пронађен је висок садржај ^{232}Th и ^{238}U (Reikstana, 2015). Повећан садржај тешких метала и радионуклида у глинама и глиновитим шкриљцима повезује се са њиховом способношћу да адсорбују јоне, али и са постојањем органске материје у седиментима која такође делује као адсорбер.

Република Србија располаже значајном сировинском базом неметаличних минералних сировина у које спадају и глине. Сматра се да је површинском експлоатацијом глина у Србији деградирано око 850 ha земљишта, а рекултивисано мање од 20%. Експлоатација глиновитог материјала, поред тога што нарушава постојеће екосистеме и рељеф датог простора, доводи до одлагања велике количине нуспроизвода (јаловине) у околини лежишта. Велики проблем на површинским коповима је еолска дистрибуција материјала, што може довести до хемијског загађења околног земљишта и повећања основног нивоа активности.

На подручју западног дела тамнавског терцијарног басена (западна Србија), откривен је и утврђен већи број лежишта керамичких глина у економски исплативим количинама које су образоване у периоду миоцена, на ободима Панонског мора. Истражена лежишта пластичних керамичких глина су мала и већина се налази на ширем подручју села Доње Црниљево и представљају целокупну сировинску базу квалитетних керамичких глина у Србији.

Сочивасто појављивање глина у различитим нивоима миоценске серије може се објаснити честим осцилацијама миоплиоценских вода, издизањем и продубљивањем дна басена, односно таложењем седимената (Radosavljević et al., 2014). Отуда проистиче могућност да је у том периоду дошло до минерализације и расејавања урана (Dangić et al, 1995), што би могло представљати ризик за животну средину при експлоатацији глиновитог материјала.

Човекова потреба за минералним сировинама и енергентима константно се повећава, а самим тим и експлоатација постојећих налазишта минералних сировина, као и отварање нових. Површински коп глиновитог материјала „Збегови" почео је са радом 2007. године. Масовна експлоатација не само да нарушава постојећи рељеф и екосистеме датог простора, већ се у околини лежишта депонују велике количине нус производа који могу садржати тешке метале и радионуклиде у повишеним концентрацијама. Велики проблем на површинским коповима представља утицај ветра и последично расипање прашине, а земљиште представља главни резервоар за ослобођене тешке метале и радионуклиде. Загађујуће супстанце се на поменути начин могу пренети на различите удаљености, на којима могу испољити своје штетно деловање.

Јаловишта површинског копа "Збегови" у Доњем Црниљеву налазе се у непосредној близини површинског копа, а заузимају површину неколико хектара и константно се повећавају приликом експлоатације. Приликом експлоатације глиновитог матријала, под утицајем индустријске механизације, површински слој материјала се претвара у прашину, која се еолским путем преноси на растојања и до неколико стотина метара, па и више у односу на површински коп. Атмосферске воде са површинског копа се сливају у поток који тече кроз насеље и улива се у реку Тамнаву.

На основу изложеног ***предмет истраживања*** ове докторске дисертације је утврђивање садржаја тешких метала и концентрација активности радионуклида у земљишту у околини лежишта глиновитог материјала „Збегови", Доње Црниљево и сагледавање, на основу добијених података, утицаја експлоатације глине на одабране елементе животне средине.

Део дисертације се односи на процену радијационог ризика на биљке и животиње коришћењем комерцијалног компјутерског програма *RESRAD-BIOTA*, што би била прва примена овог приступа на биљне и животињске врсте истраживаног простора. Хемометријске методе анализе обезбеђују стицање нових сазнања о начину миграције ових загађујућих супстанци у земљишту и њиховим међусобним корелацијама. Користећи географски информациони систем извршено је мапирање локација подложних депозицији анализираних загађујућих супстанци. Експериментални део истраживања састоји се из два дела. Први се односи на узорковање и лабораторијску анализу у циљу мерења концентрација тешких метала и концентрација активности радионуклида, као и физичко-хемијских параметара узорака земљишта. Други део чине нумерички експерименти. На основу резултата мерења одређиваће се корелације фактора који утичу на миграцију

(хемометријске методе), просторна дистрибуција тешких метала и радионуклида (методе географских информационих система) и процена радијационог ризика на живи свет.

1.2. Циљ истраживања

Основни циљ истраживања је да се добију нова сазнања о тренутном стању животне средине у околини лежишта глиновитог материјала површинског копа „Збегови“ Доње Црниљево са становишта загађења тешким металима и радионуклидима и да се истакне значај потребе праћења квалитета животне средине у околини индустријских постројења. Из општег циља проистичу остали специфични циљеви:

- измерити укупне концентрације одабраних тешких метала (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, V и Zn) у земљишту истраживаног простора,
- измерити концентрације активности природних (^{40}K, ^{226}Ra, ^{238}U и ^{232}Th) и вештачких (^{137}Cs) радионуклида у земљишту истраживаног простора,
- испитати основна физичко-хемијска својства земљишта истраживаног простора:
    - гранулометријски састав,
    - pH вредност,
    - садржај хумуса,
    - садржај карбоната ($CaCO_3$),
- установити корелације између концентрације тешких метала, специфичне активности радионуклида и физичко-хемијских карактеристика земљишта,
- установити и мапирати просторну расподелу тешких метала и радионуклида,
- одредити показатеље загађења земљишта металима,
- проценити радијациони ризик на живи свет,

Истраживањем треба да се добију нова сазнања о миграцији и корелацији изабраних тешких метала и радионуклида у земљишту и утицај лежишта глиновитог материјала на загађивање земљишта као дела животне средине. Измерене вредности концентрација тешких метала и концентрација активности радионуклида биће упоређиване са вредностима датим домаћим и међународним законодавством, као и са резултатима других, сродних истраживања, са сврхом добијања информације о нивоу контаминације простора од интереса. Биће израчунати и различити показатељи загађења земљишта

металима. Хемометријским методама биће испитан обим утицаја лежишта глиновитог материјала на садржај тешких метала и радионуклида на земљиште испитиваног простора, као и међусобна повезаност радионуклида, тешких метала и физичко-хемијских карактеристика земљишта у циљу идентификације најутицајнијих фактора на расподелу и миграцију ових супстанци. Представљање добијених резултата помоћу мапа расподеле тешких метала и радионуклида уз помоћ комерцијалних географских информационих система извршиће се уочавање и дефинисање евентуално угрожених подручја и утврдити просторна зависност загађења у односу на положај лежишта глиновитог материјала. Резултати добијени геопросторном анализом се могу искористити за успостављање система мониторинга на испитиваном простору. На основу измерених специфичних активности радионуклида у земљишту биће процењен радијациони ризик по живи свет испитиваног подручја.

1.3. Хипотезе

На основу дефинисаног предмета истраживања и циљева истраживања постављена је **основна хипотеза**:

Експлоатација глиновитог материјала на површинском копу "Збегови" не доводи до повећања концентрација тешких метала нити концентрација активности радионуклида у земљишту околног подручја које би, у односу на законом прописане вредности, указале на значајно загађење земљишта или неприхватљив радиолошки ризик за становништво, биљне и животињске врсте.

Поред основне, дефинисане су и помоћне хипотезе предложеног истраживања:

- постоји статистички значајна разлика у садржају тешких метала у узорцима у непосредној близини површинског копа глиновитог материјала и узорцима који су узети са удаљенијих локација,
- постоји статистички значајна разлика у измереним концентрацијама активности радионуклида у узорцима у непосредној близини површинског копа глиновитог материјала и узорцима који су узети са удаљенијих локација,
- измерене концентрације тешких метала у узорцима узетим на истраживаном простору су у оквиру законски дозвољених вредности, односно у складу са просечним вредностима за земљишта Србије,

- измерене концентрације активности радионуклида у узорцима узетим на истраживаном простору су у оквиру законски дозвољених вредности, односно у складу са просечним вредностима за земљишта Србије,
- идентификовање локалитета са повишеним концентрацијама тешких метала и радионуклида омогућава издвајање зона које захтевају детаљнији мониторинг и представља основу за планирање одговарајућих мера заштите животне средине.

1.4. Методологија истраживање

Током израде докторске дисертације коришћене су основне научне методе: анализа, синтеза, индукција и дедукција, а од опште-научних: аналитичко-дедуктивна, хипотетичко-дедуктивна и статистичка метода. Осим поменутих метода, током истраживања, коришћене су и анализа садржаја за проучавање стручне и научне литературе која је од значаја за израду докторске дисертације. За прикупљање података коришћене су одрђене методе узорковања и експерименталне методе. За обраду података коришћене су анализа резултата, методе моделовања и статистичка обрада података.
Анализа и синтеза коришћене су, осим за разматрање резултата добијених мерењем концентрација тешких метала у узорцима земљишта, концентрације активности радионуклида у узорцима земљишта, физичко-хемијских својства земљишта, и за разматрање података о геолошким и педолошким карактеристикама истраживаног простора, климатским условима истраживаног простора.

Од експерименталних метода коришћене су:

- оптичка емисиона спектрометрија са индуктивно спрегнутом плазмом (ICP-OES), за одређивање садржаја тешких метала у узорцима земљишта;
- метода гама спектрометрије, за одређивање концентрације активности радионуклида у узорцима земљишта;
- комбинована метода (комбинацијау методе просејавања земљишта помоћу сита и пипет методе) за одређивање гранулометријског састава земљишта;
- електрометријска метода за одређивање pH вредности земљишног раствора (активна киселост - pH у H_2O, супституциона киселост - pH у 1M KCl);
- Ишчерикова метода у модификацији Коцмана, за одређивање садржаја хумуса;

- волумертијско одређивање садржаја карбоната калциметром по Scheibler–у.

Статистичка анализа добијених података је изведена користећи се хемометријским методама анализе помоћу рачунарског програма Statistical Package for the Social Sciences (IBM SPSS). За статистичку анализу добијених података коришћен је и рачунарски програм Microsoft Excel. За геостатистичку анализу коришћен је рачунарски програм ArcGIS (Geographic Information System).

За процену утицаја јонизујућих зрачења на биљне и животињске врсте коришћен је рачунарски програм RESRAD-BIOTA (RESidual RADioactivity).

1.5. Научни и друштвени допринос истраживања

Сама идеја за ово истраживање је потекла из интересовања за стање животне средине подручја које је богато лежиштима глиновитог материјала где се врши површинска експлоатација. У извештају о стању земљишта у Републици Србији један од закључака је да земљиште као фактор животне средине није у довољној мери испитано. Општина Коцељева, као један од важнијих воћарских региона Западне Србије, није системски обухваћена мерењима републичких тела и у извештајима о земљишту не постоје поуздани подаци за овај регион. Наиме, постоје подаци за Мачву, али су они општег карактера и односе се на 89 (осамдесет девет) локација (Видојевић и други, 2015). Овај рад би требало да укаже на значај праћења, очувања и унапређења квалитета земљишта у околини површинских копова.

Реализација овог истраживања би допринела:

- утврђивању да ли загађујуће материје прелазе максималне граничне и ремедијационе вредности, као и порекло загађења;
- одређивању главних загађујућих супстанци на истаживаном простору, чиме би се створила основа за доношење будућих одлука и конкретних мера за опоравак;
- употпуњавању базе података која је, поред осталог, неопходна Републици Србији ради интеграције наше земље у Европску унију;
- популаризацији науке у смислу едукације становништва о квалитету животне средине.

1.6. Структура докторске дисертације

Дисертација је подељена у пет целина. У уводном делу је дат преглед и анализа досадашњих истраживања; наведен је значај и сложеност предмета истраживања; приказани циљеви, хипотезе и методе истраживања, као и научни доприноси који се очекују. У другом поглављу обрађују се теријске основе, са тежиштем на тешким металима, природним и вештачким радионуклидима као изворима гама зрачења, радионуклидима у глинама и факторима миграције у земљишту. Такође су обрађени софтверски модел за процену јачине дозе зрачења на биљке и животиње и геопросторни модел. Резултати досадашњих истраживања приказани су табеларно У трећем поглављу су обрађени материјали и методе рада, са тежиштем на карактеристикама истраживаног простора, начину прикупљања узорака, експерименталним анализама и статистичкој обради резултата. У четвртом поглављу дати су резултати истраживања који су продискутовани према ставкама обраде података из претходног поглавља. У закључку је дат преглед и анализа доприноса, као и предвиђени правци даљег истраживања и деловања. На крају рада је дат списак коришћене литературе.

2. ТЕОРИЈСКЕ ОСНОВЕ

2.1. Тешки метали у животној средини

Иако са хемијског становишта не постоји јединствена научна дефиниција тешких метала, под овим појмом најчешће се подразумевају елементи чија је густина већа од 5 g/cm^3 а атомски број већи од 20 (Миленковић, 2010). Савремене препоруке међународних стручних тела налажу да се подела метала не врши само на основу хемијских особина и положаја у периодном систему, већ да обавезно укључи и процену њихових токсичних ефеката и утицаја на животну средину (Duffus, 2002).

Главни извори тешких метала као загађујућих супстанци земљишта су матична стена, односно матични супстрат на коме је земљиште формирано и антропогена загађења. Матични супстрат је природни извор тешких метала у земљишту на који човек не може битно да утиче (Слика 2.1).

У већини случајева се тешки метали акумулирају у површинском слоју земљишта, јер педогени процеси после загађивања нису деловали довољно дуго како би се омогућила редистрибуција метала у земљишном профилу.



Слика 2.1 Распадање матичне стене (Илић, 2019)

Тешки метали могу да се поделе у две групе (Blagojević, 2003). Прву групу чине неопходни микроелеменати (есенцијални микроелементи) који у живим организмима имају специфичне функције и не могу се заменити другим елементима. Ови елементи се у организму налазе у веома малим количинама (у траговима), али су кључни чиниоци многих биохемијских процеса, углавном као делови ензима или кофактори. То су: гвожђе (Fe), бакар (Cu), цинк (Zn), молибден (Mo), манган (Mn), кобалт (Co) и др. (Blagojević,

2003). Међутм, када њихова концентрација у ткивима премаши веома осетљиву границу, они постају токсични.

Другу групу чине врло токсични метали који немају физиолошке функције. У ову групу спадају: олово (Pb), жива (Hg), кадмијум (Cd) и металоид арсен (As) (Blagojević, 2003). Тешки метали спадају у групу највећих еколошких и здравствених изазова савременог доба због своје токсичности, постојаности и способности да се акумулирају кроз ланце исхране. За разлику од органских загађујућих супстанци, тешки метали се не могу разградити, већ само мењају свој хемијски облик или се трајно таложе у ткивима живих организама. Најчешће испитивани тешки метали и металоиди, као загађујуће супстанце животне средине, су арсен (As), бакар (Cu), цинк (Zn), хром (Cr), кадмијум (Cd), никл (Ni), олово (Pb) и жива (Hg) (Миленковић, 2010). У Табели 2.1 приказан је распон концентрација тешких метала (mg kg^{-1}) у магматским и седиментним стенама (Nagajyoti et al, 2010), као и просечне концентрације у земљишту (Dragović et al., 2013).

Табела 2.1 Распон концентрација тешких метала (mg kg^{-1}) у магматским и седиментним стенама

Метал	Базалтне магматске стене	Гранитне магматске стене	Шкриљци и глине	Црни шкриљци	Пешчани камен	Земљиште
Cd	0,006–0,6	0,003–0,18	0,0–11	<0,3–8,4	–	0,13
Cr	40–600	2–90	30–590	26–1000	–	117
Co	24–90	1–15	5–25	7–100	–	18
Cu	30–160	4–30	18–120	20–200	–	70
Pb	2–18	6–30	16–50	7–150	<1–31	16
Mo	09–7	1–6	–	1–300	–	/
Ni	45–410	2–20	20–250	10–500	–	100
Zn	48–240	5–140	18–180	34–1500	2–41	80
As	0,2–10	0,2–13,8	–	–	0,6–9,7	/

Понашање тешких метала у животној средини, било да су ендогеног порекла (настали педогенезом из примарног супстрата) или егзогеног (доспели сувом и влажном депозицијом), регулисано је бројним факторима. Ови чиниоци одређују динамику, растворљивост и биорасположивост метала за биљни свет. На тај начин, тешки метали се интегришу у биогеохемијске циклусе, покрећући процесе биоакумулације и биомагнификације кроз ланце исхране.

Тешки метали су веома хетерогени по хемијским особинама, па је тешко успоставити законитости у погледу њиховог биолошког дејства (Blagojević, 2003).

2.1.1. Гвожђе (Fe)

Гвожђе представља есенцијални микроелемент и најзаступљенији олигоелемент у живим организмима, са уделим од приближно 0,006%. Његова примарна биолошка функција детерминисана је способношћу реверзибилне промене оксидационих стања, што овом металу омогућава кључну улогу у процесима електрон-транспортног ланца и трансмисије молекулског кисеоника. Као протетичка група или кофактор, гвожђе је структурна компонента хемоглобина, одговорног за транспорт кисеоника из плућног паренхима до периферних ткива и миоглобина, који служи као интрацелуларни резервоар кисеоника у миоцитима. Поред тога, овај елемент улази у састав цитохрома, чиме директно катализује реакције ћелијског дисања и синтезе аденозин-трифосфата (ATP).

Гвожђе, као есенцијални микроелемент у биљној физиологији, није структурна компонента молекула хлорофила, али је неопходно за његову биосинтезу, као и за адекватну функцију фотосинтетичког апарата и метаболизам азота.

Дефицит гвожђа има значајне патофизиолошке последице како код хумане популације, тако и у биљном свету. Код људи, овај недостатак доводи до развоја сидеропеничне анемије и супресије ћелијског имунитета, чиме се повећава осетљивост организма на инфективне агенсе, док код биљака индукује хлорозу — појаву жутила лисне масе услед инхибиције синтезе хлорофила.

Гвожђе је широко распрострањено у природи и представља интегралну компоненту како литосфере, тако и педосфере. У Земљиној кори заузима четврто место по заступљености, одмах иза кисеоника, силицијума и алуминијума. Његов удео у земљиштима варира и углавном се креће у распону од 2% до 10%, са изузетком појединих карбонатних и силикатних супстрата, где се јавља у знатно нижим концентрацијама, често око 1%. Наведене количине су довољне за потребе исхране биљака (Убавић, Богдановић, 2001). У земљишту се налази у примарним минералима (биотит, оливин, амфиболи и др.), чијим се распадањем и поновним таложењем везује у облик оксида и сулфида (хематит, магнетит, сидерит, пирит и др.) (Јаковљевић, Пантовић, 1991). Распадањем секундарних минерала, које је интензивније од распадања примарних, гвожђе прелази у земљишни раствор из кога

га биљке усвајају, или се адсорбује од стране чврсте фазе земљишта. Количине гвожђа у земљишном раствору су мале и биљке га из њега усвајају у облику Fe^{2+}, Fe^{3+} и Fe-хелата (Убавић, Богдановић, 2001).

Различити облици антропогених активности, као што су рударске операције (експлоатација гвожђа), ефлуенти у виду киселих рудничких вода и неадекватан менаџмент отпадом, индукују суфицит и акумулацију гвожђа у педосфери, генеришући комплексну еколошку проблематику. Поред примарног ефекта фитотоксичности, перзистентни вишак овог елемента резултира формирањем непропусних, тврдих површинских или подповршинских слојева (тзв. "гвоздена кора"), што драстично погоршава водни и ваздушни режим земљишта.

2.1.2. Бакар (Cu)

Бакар је есенцијални микроелемент који има кључну улогу у биохемијским процесима свих живих организама, од бактерија и биљака до људи. Његов значај произилази из чињенице да служи као кофактор за бројне металоензиме (тзв. бакар-зависни ензими) који катализују реакције оксидо-редукције у аеробном метаболизму. Повишене вредности бакра манифестују се токсично на биљне културе, док се кроз трофичке ланце негативни ефекти преносе на животиње, као и на људску популацију (Weng et al., 2005). Познато је да дефицит бакра штетно утиче на физиолошке процесе а самим тим на раст биљака. Главни видљиви симптоми који се јављају приликом тровања бакром су хлороза и деформација корена. Ефекти високог садржаја бакра у земљишту на усвајање других микронутријената од стране биљака били су предмет великог броја истраживања (Madejon et al., 2004; Kabata-Pendias, 2011; Vamerali et al., 2010). Хронична изложеност животињског организма суфициту бакра резултира његовим депоновањем у циљним ткивима. Примарно место акумулације је јетра, у којој овај метал изазива значајне функционалне и морфолошке алтерације (Кастори, 1997).

На садржај бакра у земљиштима највећи утицај има карактер матичног супстрата. Идентификација антропогених извора указује на то да висок садржај бакра у земљишном профилу потиче од ефлуената из топионица метала, отпадних муљева, атмосферских депозита, као и агрохемијских средства (минералних ђубрива, бакарних

фунгицида/бактерицида и нуспроизвода сточарске производње - свињски и живински стајњак).

2.1.3. Хром (Cr)

Хром је прелазни метал који има веома сложену и двоструку улогу у биосфери. Док је у малим количинама неопходан за одређене организме, у већим концентрацијама и одређеним облицима постаје изузетно токсична загађујућа супстанца земљишта и воде. У природи се јавља у неколико оксидационих стања, али су за живи свет и екологију кључна два облика: тровалентни хром (хемијски стабилан, слабо покретан у земљишту и углавном, у умереним количинама, нетоксичан) и шестовалентни хром веома покретан, растворљив у води, јак оксиданс и изузетно токсичан и канцероген. Улога хрома зависи искључиво од његовог хемијског облика. Наиме, тровалентни хром се, у траговима, сматра есенцијалним микроелементом за животиње и људе. Он учествује у метаболизму угљених хидрата, масти и протеина тиме што појачава дејство инсулина и помаже у регулацији нивоа шећера у крви. Када су у питању биљке, хром нема доказану корисну физиолошку улогу. Чак и у малим концентрацијама може изазвати токсичне ефекте, док у већим количинама блокира усвајање других хранљивих материја (попут гвожђа, магнезијума и фосфора).

Хром доспева у земљиште природним путем, пре свега ерозијом и површинским распадањем стена које су богате овим металом, вулканским ерупцијама и шумским пожарима. Главни антропогени извори хрома су индустрија штављења коже, галванизација (хромирање метала), производња боја и пигмената, текстилна индустрија и неадекватно одлагање индустријског отпада.

Утицај хрома на земљиште је комплексан и зависи од више фактора. Ако је земљиште богато органском материјом и има ниску pH вредност (кисело), токсични облик хрома се брзо редукује у мање токсичан облик. У алкалним (базним) и добро аерисаним земљиштима, шестовалентни хром остаје стабилан, раствара се у води и лако доспева у подземне воде, чиме улази у ланац исхране.

2.1.4. Манган (Mn)

По заступљености у Земљиној кори, манган заузима друго место међу микроелементима, одмах иза гвожђа. Манган је есенцијални микроелемент кључан за опстанак свих живих организама, јер има незаменљиву улогу у основним метаболичким и физиолошким процесима биљака, животиња и људи. Иако је потребан у веома малим количинама, његов недостатак или вишак могу изазвати озбиљне поремећаје у биосфери. Манган је незаменљив део комплекса за разлагање воде (који се назива и комплекс за издвајање кисеоника — *Oxygen-Evolving Complex*, OEC) унутар Фотосистема II. Заправо, без мангана, биљке не могу да врше фотолизу воде и ослобађају кисеоник. Он је кључни кофактор ензима супероксид дисмутазе, који се налази у митохондријама и штити ћелије од деструктивног дејства слободних радикала (антиоксидативна заштита животиња и људи). Такође, учествује у метаболизму угљених хидрата, аминокиселина и холестерола, као и у формирању хрскавице и костију. Његов дефицит доводи до застоја у расту, репродуктивних проблема и деформитета костију, док повећане концентрације испољавају токсичне ефекте на централни нервни систем, изазивајући неуролошки поремећај познат као манганизам (професионална болест која се најчешће јавља код рудара) (Ђурић, 1996).

Највећи део укупног мангана у земљишту потиче директно из матичног супстрата. Његово хемијско понашање у земљишту је веома комплексно, а учешћем у оксидо-редукционим процесима манган формира велики број оксида и хидроксида различитих својстава и стабилности.

Антропогени извори мангана у животној средини укључују градске отпадне воде, отпадне муљеве, индустрију челика и неких легура којима се манган додаје као антиоксиданс у циљу повећања тврдоће. Извор мангана могу бити и издувни гасови аутомобила јер се његово органско једињење (*метилциклопентадијенил манган трикарбонил*, MMT) користи као једна од алтернатива оловним адитивима у бензину. Нека једињења мангана налазе примену у пољопривреди, медицини и фармацеутској производњи.

2.1.5. Кобалт (Co)

Кобалт представља есенцијални микроелемент чији је примарни физиолошки значај у хуманом организму везан за његову улогу као структурне компоненте кобаламина (витамина B12). Препоручени минимални дневни унос кобалта, неопходан за превенцију дефицита и одржавање хомеостазе, износи приближно 0,1μg/дан. Са друге стране, на основу епидемиолошких студија процењује се да стварни дневни унос овог елемента путем уобичајене исхране савременог човека варира у опсегу од 5 до 40 μg/дан, што указује на повећан унос у односу на базичне биохемијске потребе организма. Код људи се последице повећаног уношења кобалта углавном манифестују кроз хроничне токсичне ефекте. Тако удисање овог елемента може узроковати бронхијалну астму, док излагање његовим солима штетно делује на плућа, кожу, штитасту жлезду, срце и коштану срж (Swennen et al., 1993).

Кобалт у животну средину доспева из природних и антропогених извора. Природни извори кобалта укључују матичне стене, шумске пожаре, вулканске ерупције, процесе ресуспензије честица у атмосферу, морске аеросоле. Кобалт је у Земљиној кори највише концентрисан у базичним магматским стенама и црним шкриљцима (Kabata - Pendias and Mukherjee, 2007). Укупан садржај кобалта у земљишту варира у зависности од типа земљишта, мањи је у песковитим, а већи у глиновитим земљиштима (Kisić, 2012).

Из антропогених извора ослобађа се приликом сагоревања нафте и угља, при експлоатацији кобалтних руда. Користи се у различитим индустријама, у производњи нерђајућег челика, за израду боја, у медицини и фармацији и др. У близини антропогених извора кобалта концентрације достижу вредности од неколико стотина mg/kg.

2.1.6. Кадмијум (Cd)

Кадмијум је релативно редак метал што показује његова мала заступљеност у земљиној кори (0,15-0,20 mg/kg) и у земљишту 0,40 mg/kg (Благојевић, 2003). Процењено је да је годишња глобална емисија Cd у атмосферу из антропогених (топионице, рафинерије, рударство, производња струје, производни процеси, пољопривреда и спаљивање отпада) и природних извора 8.100 t, од чега 800 t из природних извора и 7.300 t из антропогених. Укупно годишње доспевање Cd у земљишта Европе из атмосфере према неким проценама

је између 2,6 и 19 g/ha (Богдановић, 2002). Типични извори кадмијума који доводе до контаминације земљишта су операције одлагања и избацивања отпада који садржи кадмијум, као што су Ni-Cd батерије, челик обложен кадмијумом или прашина електролучних пећи. У земљишту контаминираном кадмијумом, он се јавља у облику слободних кадмијумових јона, кадмијум-цијанидних комплекса или кадмијум-хидроксидног муља. Облик у ком се налази зависи од pH вредности средине и присуства других хемијских супстанци (попут цијанида или хидроксида) које потичу из индустријског отпада. Природни нивои кадмијума су веома ниски, док активности попут рударства и топљења руда могу довести до екстремног загађења. Концентрације кадмијума су мање од 1,0 mg/kg у незагађеном земљишту, 10–100 mg/kg у загађеном земљишту индустријских зона, док у рударском отпаду/јаловини достижу вредност и од 10.000 mg/kg.

Кадмијум се одликује високом мобилношћу у систему земљиште–биљка, при чему се лако усваја и транспортује у надземне органе, упркос чињеници да нема познату физиолошку улогу у биљним организмима. Главна места апсорпције су корен и лист, а овај тешки метал показује и висок потенцијал биоакумулације у земљишним организмима. С обзиром на могућност фолијарног усвајања, у надземној биомаси се често детектују значајне концентрације кадмијума. На молекуларном нивоу, фитотоксичност јона кадмијума примарно потиче од њиховог високог афинитета према сулфихидрилним (-SH) групама ензима и функционалних протеина. Повећана концентрација кадмијума индукује озбиљне физиолошке поремећаје: супримира метаболизам гвожђа што доводи до појаве хлорозе, инхибира биосинтезу хлорофила и процес транспирације, изазива структурна оштећења ћелијских компоненти. Наведени деструктивни ефекти синергистички резултирају инхибицијом раста и значајним смањењем укупне биомасе биљака (Milošević i dr., 2014; Vamerali et al., 2010).

У хуманој популацији респираторна апсорпција кадмијума знатно је ефикаснија (30–60%) у поређењу са гастроинтестиналним путем. Након системске апсорпције, кадмијум се транспортује крвотоком и брзо дистрибуира у ткива, при чему се примарно акумулира у јетри и бубрезима. Биотрансформација овог метала ограничена је на интеракције са протеинским и непротеинским једињењима богатим сулфихидрилним (-SH) групама, као и са другим макромолекулима. Међу њима, металотионеин има кључну улогу у

метаболизму и задржавању кадмијума у хепатичном и реналном ткиву. Главни пут елиминације кадмијума из организма је путем урина.

2.1.7. Олово (Pb)

Олово је метал са широко распрострањеном индустријском применом, али истовремено спада у групу перзистентних загађујућих супстанци које изазивају значајне штетне ефекте по живе организме и екосистем у целини. Честице овог метала присутне су у варијабилним концентрацијама у свим сегментима животне средине, укључујући ваздух, воду и земљиште.

Олово се у природи најчешће јавља као двовалентни јон углавном градећи у води нерастворна једињења. Његов просечан садржај у Земљиној кори износи 15 mg/kg, што га сврстава у елементе у траговима (Kabata-Pendias and Pendias, 2001). Због високог афинитета према сумпору, олово се примарно акумулира у сулфидним минералима и стенама. Додатно, као финални продукт два радиоактивна низа распада изотопа урана, овај елемент се редовно налази и у саставу уранових руда.

Према истраживањима која наводи Adrian (Adrian, 2001), просечна концентрација олова у земљиштима на глобалном нивоу износи 35 mg/kg, док друга група аутора указују на знатно нижу вредност од 20 mg/kg (Kabata-Pendias and Pendias, 2001). Квантитативно присуство овог елемента детерминисано је хемијским својствима земљишта, као и његовим механичким саставом.

Упркос широкој распрострањености олова у биљним организмима, овај елемент нема познату физиолошку функцију у њиховом метаболизму. У научној литератури је превасходно препознато као један од водећих загађујућих супстанци у животној средини са израженим фитотоксичним деловањем. Инхибиторни ефекат овог тешког метала примарно се манифестује кроз поремећаје у кључним физиолошким процесима, као што су фотосинтеза, митоза и апсорпција воде.

Олово се може унети у организамизам инхалацијом аеросола, ингестијом контаминиране воде и хране, као и трансдермалним путем. Након апсорпције, овај тешки метал доспева у системску циркулацију и мека ткива, док се његова највећа количина депонује у коштаном систему. Олово карактерише изражена кумулативна токсичност, при чему су на његово штетно дејство посебно вулнерабилна деца. Хронична експозиција олову резултира

системским поремећајима који обухватају неуролошке и гастроинтестиналне дисфункције, анемију, нефротоксичност, као и значајну ретардацију у психофизичком развоју дечије популације.

Контаминација земљишта оловом примарно је антропогеног порекла. Као главни извори издвајају се рударске активности, топионице, отпадни муљеви, издувни гасови из саобраћаја, као и примена пестицида попут олово-арсената, који се користи у воћарству за сузбијање штетних инсеката (Стефановић, 2012).

2.1.8. Цинк (Zn)

Цинк представља есенцијални биогени елемент са значајном заступљеношћу у Земљиној кори, где се његове концентрације крећу у распону од 52 до 80 mg/kg. Дистрибуција цинка у земљишту је хетерогена, са опсегом концентрација од 10 до 300 mg/kg и просечном вредношћу од 50 mg/kg (Malle, 1992). Према алтернативним литературним изворима, глобална фонска концентрација овог елемента у земљиштима износи 64 mg/kg (Kabata-Pendias and Pendias, 2001), односно 90 mg/kg (Bowen, 1979). Механизми задржавања цинка у земљишту примарно обухватају адсорпцију на минералима глине, органској супстанци и хидратисаним оксидима метала, односно на колоидној фракцији.

Антропогена контаминација земљишта цинком потиче из различитих извора, међу којима доминирају експлоатација руда, металургија гвожђа и челика, индустријски процеси, примена отпадних муљева, агрохемикалија (ђубрива и пестицида), као и корозија галванизованих материјала. Са индустријског аспекта, овај метал налази широку примену у хемијској и аутомобилској индустрији (галванизација и антикорозивна заштита), фармацији/медицини и електротехници (Kabata-Pendias and Pendias, 2001). Интензитет антропогеног утицаја јасно се уочава у близини топионица обојених метала, где су регистроване концентрације од 443 до 1.112 mg/kg (ATSDR, 1994), док су у зонама рударских активности евидентиране екстремне вредности у распону од 1.020 до 10.547 mg/kg.

У случајевима када су биљке изложене повишеним концентрацијама цинка, овај есенцијални микроелемент може индуковати симптоме токсичности. Повећано присуство цинка у подлози инхибира раст корена и доводи до застоја у развоју надземних изданака, а такође може изазвати и секундарни дефицит гвожђа и магнезијума (Kabata-Pendias and

Pendias, 2001). Одређене биљне врсте и генотипови одликују се високом толеранцијом на цинк, као и израженом селективношћу приликом његове апсорпције из земљишта.
Када се ради о хуманој популацији, цинк се одликује релативно ниским степеном токсичности. Негативни ефекти су углавном ограничени на акутна прекорачења доза, што се, на пример, уочава код професионалне изложености услед инхалације честица прашине или пара цинка, када долази до појаве такозване „ливачке грознице". Међутим, перорални унос високих доза овог елемента, нарочито у облику његових неорганских једињења, може изазвати значајна оштећења гастроинтестиналног тракта. Дуготрајни унос високих концентрација цинка током више месеци може индуковати анемију, лезије панкреаса, као и поремећаје у метаболизму липопротеина високе густине (HDL) (Finkelman, 2005).

2.1.9. Ванадијум (V)

Ванадијум је прелазни метал који је широко распрострањен у природи. Он има специфичну и двоструку улогу у живом свету — у веома малим количинама може бити користан, док у већим количинама постаје изразито токсичан.
У земљиште доспева природним путем (рападањем стена и вулканском активношћу) и људском делатношћу (сагоревањем фосилних горива, рафинисањем нафте, употребом фосфатних ђубрива и индустријским отпадом).
Просечна концентрација у земљишту креће се између 20 и 150 mg/kg, али у близини индустријских зона или на земљиштима богатим органском материјом може бити знатно виша. Његова мобилност у земљишту директно зависи од pH вредности и присуства кисеоника. У добро аерисаним, алкалним земљиштима ванадијум се налази у облику ванадата који су растворљивији и биљке их лакше усвајају, што повећава ризик од контаминације усева.
Ванадијум се сматра микроелементом у траговима, што значи да је потребан само у изузетно малим количинама.
У концентрацијама мањим од 2 mg/kg, ванадијум може стимулисати раст биљака, побољшати фотосинтезу и поспешити везивање азота. Сматра се есенцијалним елементом за неке животињске врсте (пилиће), где утиче на метаболизам липида и раст. Код људи, ванадијум у траговима игра улогу у метаболизму угљених хидрата и може имитирати

деловање инсулина, због чега се истражује његов потенцијал у контроли шећерне болести.. Граница између корисне и токсичне дозе ванадијума је изузетно уска. Када биљке усвоје превише ванадијума, долази до инхибиције раста корена и кашњења у развоју, смањења приноса усева услед нарушавања процеса фотосинтезе. Уношење високих концентрација ванадијума (најчешће путем контаминиране воде, хране или удисањем честица у индустријским зонама) изазива респираторне проблеме, иритацију дисајних путева, хронични бронхитис и такозвани "зелени језик" (карактеристичан знак тровања радника у индустрији ванадијума), гастроинтестиналне сметње. Такође, може деловати неуротоксично и цитотоксично.

2.1.10. Никл (Ni)

Никл је чврст, сиво бели метал, веома отпоран на оксидацију. У рудама гвожђа и бакра се налази као сулфид, оксид, силикат и арсенид. Укупни удео никла у Земљиној кори процењен је на вредност од 80 mg/kg (Adriano, 2001).

Примарно порекло никла у земљишту везује се за процесе распадања вулканских стена, док се просторна хетерогеност његове концентрације приписује деловању различитих фактора, међу којима кључну улогу има литолошки састав матичног супстрата. У научној литератури се као глобална средња вредност садржаја никла у неизмењеним (природним) земљиштима најчешће наводи 20 mg/kg, унутар интервала варијабилности од 17–50 mg/kg. Антропогени утицај на загађење животне средине никлом све је израженији, при чему главне емисионе изворе чине индустрија метала и сагоревање фосилних горива. Истовремено, депоновање отпадних муљева и апликација фосфатних ђубрива идентификовани су као кључни фактори сукцесивне контаминације пољопривредног земљишта.

Иако је примарно познат као есенцијални микроелемент за бактерије, гљиве и алге, никл такође остварује кључну метаболичку улогу у вишим биљкама, при чему се његова оптимална концентрација у биљном ткиву креће у опсегу од 0,05 до 10 mg kg^{-1}. Док је дефицит овог елемента у природним условима редак феномен, суфицит, односно појава повишених концентрација никла у биљкама, представља знатно учесталији проблем.

Епидемиолошке студије су недвосмислено доказале да радници у индустрији прераде никла (посебно рафинеријама) који су изложени парама никла и растворљивим једињењима имају значајно повишену инциденцу карцинома назалне шупљине и плућа.
За људе који нису професионално изложени, никл се не сматра примарним фактором ризика за појаву респираторних карцинома, јер су амбијенталне концентрације изузетно ниске.

2.2. Извори јонизујућих зрачења у животној средини

Људска чула не могу да виде или на други начин региструју зрачења, па је радиоактивност откривена релативно касно, тек последњих година XIX века. Јонизујућа зрачења су корпускуларна (честична) или електромагнетна. Са енергијом већом од 12,4 eV, имају способност да јонизују материју кроз коју пролазе. Потичу из језгра радиоактивних елемената (природних или вештачких).
Појава нестабилности језгара неких елемената назива се радиоактивношћу, а трансформације које трпе радиоактивни изотопи (радиоизотопи) зову се радиоактивни распади (Аничин и др., 1981). Такви изотопи нису стабилни, распадају се и емитују јонизујуће зрачење. Они се још називају радионуклиди, а основни подаци о њима се могу пронаћи у картама радионуклида (Гржетић и Јеленковић, 1995). Могу настати природним или вештачким путем (у процесу стварања свемира или се стварају нуклеарним реакцијама које изазива човек својом делатношћу). Познато је преко 1500 различитих радионуклида (Форкапић, 2016). Прелазак радиоактивног језгра у неко друго језгро се дефинише као радиоактивни радпад. Нестабилна атомска језгра пролазе кроз низ распада (α, β и/или γ-raspad) како би се ослободила вишка енергије, док не дођу до стабилног језгра. Време полураспада је карактеристика сваког радионуклида и може износити нпр. од 10^{-7} s (^{212}Po) до 10^{10} год. (^{232}Th) (Гржетић и Јеленковић, 1995).
Сви радионуклиди се деле на основу времена полураспада на дугоживеће и краткоживеће. Дугоживећим се сматрају они радионуклиди чије је време полураспада од неколико деценија па до више милиона или милијарди година. Време полураспада краткоживећих радионуклида креће се од неколико секунди, минута, до неколико дана или месеци. Енергија радиоактивног распада може бити неколико MeV. Промене при радиоактивном распаду по свом карактеру битно се разликују од уобичајених хемијских промена (Димитријевић и Михаиловић, 1982). Математичка интерпретација основног закона

распада радиоактивних атома заснива се на примени диференцијалног и интегралног рачуна (једначина 1), а један од главних параметара који карактерише радионуклиде је време полураспада ($T_{½}$).

$$\boldsymbol{N = N_o e^{-\lambda t}} \qquad (1)$$

Број N представља број радиоактивних (нераспаднутих) атома у моменту времена t, N_o укупан број атома, константа пропорционалности λ се назива радиоактивном константом и има димензије s^{-1}.

Највећа доза гама зрачења у животној средини потиче управо од природних радионуклида (Димитријевић и Михаиловић, 1982). Када зрачење пролази кроз материју долази до узајамног дејства условљавајући (UNSCAR, 2000):

- физичке ефекте (јонизација и ексцитација атома средине),
- хемијске ефекте (радијационо-хемијске реакције) и
- биолошке ефекте.

Гама зраци (фотони) немају наелектрисање. Могу настати у току радиоактивног распада, приликом деексцитације језгра, или у процесу анихилације пара електрон- позитрон, када настају два гама кванта енергије од по 511 keV. Приликом процеса нуклеарног распада ослобађа се енергија у виду јонизујућег зрачења и реакција, односно апсорпција те енергије у материји описује се линеарним преносом енергије (eng. *Linear energy transfer*, LET), која зависи од масе, наелектрисања и енергије зрачења. Највећи LET имају α честице, а најмањи имају гама фотони, па у интеракцији са биолошким ткивом могу изазвати промене на генетском материјалу, па чак довести и до смрти јединке, у зависности од апсорбоване дозе зрачења. Биљке, животиње и човек су изложени зрачењу услед спољашњег и унутрашњег излагања. У интеракцији са биолошким материјалом јонизујућа зрачења изазивају промене на ћелијском и субћелијском нивоу. Настале промене могу бити пролазне или трајне, а могу довести и до смрти ћелије. Граница између ефеката се не може јасно утврдити. Управо због тога се мора системски пратити стање животне средине по питању радионуклида и анализирати њихове ефекте на живи свету складу са међународним препорукама и смерницама.

2.2.1. Радионуклиди из природе

Одређени број радионуклида се појављује на различитим местима у природи. То зависи од њихових кристалохемијских и физичко-хемијских особина. У животној средини, природни радионуклиди деле се на космогене и терестријалне. За природне радионуклиде присутне у земљишту карактеристични су α- и β- распади, а код појединих радионуклида распад је праћен емисијом γ- зрачења.

Већина радионуклида припада неком од радиоактивних низова, којих у природи има три. Сваки од ова три низа почиње радиоизотопом, тзв. родитељем: ^{238}U (низ *4n+2*), ^{235}U (низ *4n+3*) и ^{232}Th (низ *4n*). У низу сукцесивних радиоактивних распада од родитеља настају потомци чија су језгра такође нестабилна и подлежу радиоактивном распаду. Процес распада завршава се стабилним изотопом и за наведене низове то су ^{206}Pb, ^{207}Pb и ^{208}Pb, редом. Од радионуклида који не припада ниједном од радиоактивних низова, најзначајнији терестријални радионуклид је ^{40}K. Остали терестријални радионуклиди који су присутни у ниским концентрацијама у земљишту су: ^{50}V, ^{87}Rb, ^{113}Cd, ^{115}In, ^{123}Te, ^{138}La, ^{142}Ce, ^{144}Nd, ^{147}Sm, ^{152}Gd, ^{174}Hf, ^{176}Lu, ^{187}Re, ^{190}Pt ,^{192}Pt и ^{209}Bi (Ćujić, 2016). Гама зрачење настало приликом радиоактивног распада уранијумских и торијумског низа, као и од ^{40}K, у највећој мери доприноси природном озрачивању човека, биљних и животињских врста, које може бити спољашње и/или унутрашње (ингестија и инхалација) (Ćujić, 2016).

У стенама, земљишту, води, људском телу су заступљени само радионуклиди са периодом полураспада упоредивим са старошћу Земље и њихови продукти распада. Спољашње озрачивање становништва доминатно потиче од гама зрачења насталог распадима у радиоактивним низовима уранијума ^{238}U и торијума ^{232}Th, као и од калијума ^{40}K. Ти радионуклиди се ингестијом или инхалацијом уносе у људски организам и "бомбардују" различите органе алфа и бета честицама, као и гама зрачењем.

Тип матичне стене, односно земљиште које је настало њиховим распадањем, углавном одређује природне концентрације терестријалних радионуклида, Концентрација уранијума и торијума је велика у магматским стенама (нпр. гранит), али и у неким седиментним стенама (шкриљци и фосфатне стене).

У табели 2.2 приказане су карактеристичне вредности концентрација активности ^{40}K,^{232}Th и ^{235}U у неким карактеристичним стенама (Форкапић, 2007).

Табела 2.2. Карактеристичне вредности концентрација активности ^{40}K, ^{232}Th и ^{235}U у неким заступљеним стенама

Радионуклид	Базалт	Сиенити	Гранит	Кречњак	Пешчар
^{40}K (Bq kg^{-1})	210	1400	1290	89	370
^{232}Th (Bq kg^{-1})	6,5	69.2	87,5	7	11
^{235}U (Bq kg^{-1})	5,3	102,0	59,7	28	19

Средње концентрације активности ^{238}U, ^{232}Th и ^{40}K у земљишту у свету износе 33, 45 и 412 Bq kg^{-1}, редом, а у земљишту Европе за ^{238}U, ^{232}Th и ^{40}K су 2-330, 2-190 и 40-1650 Bq kg^{-1} (UNCSEAR, 2010).

2.2.2. Основне карактеристике радионуклида добијених вештачким путем

Људским радом настали су вештачки радионуклиди, у процесу нуклеарних реакција. Данас постоји на стотине антропогених радионуклида са различитим временима полураспада. Средином XX века у атмосферу је случајно или намерно (нуклеарне хаварије на реакторима, примена у медицини, технологији или истраживању, примена и проба нуклеарног оружја) ослобођена велика количина антропогених радионуклида. Путем атмосферске депозиције ови нуклиди могу се пренети на велике удаљености од места њиховог ослобађања.

Радионуклид ^{137}Cs је продукт фисије са временом полураспада од 30,1 годину. Извор је гама зрачења, а његова језгра се трансформишу у ^{137}Ba (Вујошевић и Вучић, 2017). Хемијскије делује као калијум, често га прати његове метаболичке путеве у организму.

Присуство ^{137}Cs у земљишту у нашој земљи потиче од хаварије у нуклеарној електрани у Чернобиљу, 1986. године. У Србији 2011. године није било значајније депозиције овог радионуклида након хаварије у нуклеарној електрани у Фукушими (Јапан) (Bikit et al., 2012).

Кобалт – 60 (^{60}Co) је тврди, сиви метал густине 8, 9 g cm^{-3}, по физичким карактеристикама је сличан гвожђу. У природи се налази као јединствен стабилни ^{59}Co. Озрачивањем у флуксу термалних неутрона, у нуклеарном реактору, језгра ^{59}Co захватају по један

неутрон, при чему се уз емисију гама зрачења прелазе у нестабилни ^{60}Co. Његова енергија гама зрачења приближно одговара ефективној енергији закочног X зрачења, па се због тога користи у радиографији (Вујошевић и Вучић, 2017).

2.2.3. Прерасподела природне радиоактивност у животној средини услед природних и индустријских активности

Многе организације у свету, као и појединци се баве мониторингом садржаја природних радиоактивних материјала који се нагомилавају услед индустријских активности. Експлоатација и прерада природних минералних сировина може да доведе до прерасподеле природне радиоактивности, односно повећања концентрације активности, услед депоновања сировине, одлагања јаловине, спирања површинских копова услед кишнице, подземних водаи сл.

Поред природних лежишта урана, савременом технологијом створена су места где је његово присуство више од фонских вредности, а то су: одлагалишта пепела из термолелектрана (уран је заступљен у угљену), урбане средине и јаловишта (присутан у градевинском материјалу и минералним сировинама), пољопривредна земљишта (уран је примеса у фосфатима који су сировине за вештачка ђубрива). Из тих разлога, површински слојеви земљишта у околини површинских копова, могу бити контаминирани ураном у односу на дубље слојеве, због таложења прашине из самог копа приликом експлоатације.

2.2.4. Природни радиоактивни материјали и технолошки обогаћени природни радиоактивни материјали (NORM и TENORM)

Природне сировине које потичу из Земљине коре представљају природне радиоактивне материјале (NORM - “Naturally Occurring Radioactive Materials“) са различитим садржајем примордијалних радионуклида, условљеним првенствено геолошким процесима у формирању минерала и стена из којих се добијају ови материјали (NCRP, 1994). У градским срединама грађевински материјали могу значајније допринети укупној изложености природном јонизујућем зрачењу, јер људи већину времена проводе у затвореним просторима, где су изложени зрачењу које потиче из самих грађевинских

материјала, док конструкција објекта истовремено делимично смањује изложеност космичком зрачењу и спољашњем зрачењу које потиче из тла (UNSCEAR, 2000)".

Технолошким поступцима прераде и одређеним начинима коришћења материјала који садрже природне радионуклиде (NORM), добијају се материјали повећане природне радиоактивности (TENORM - "Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials") и углавном представљају отпадне продукте NORM.

У зависности од локалитета лежишта, радиоактивност NORM сировина исте врсте може имати значајно различите вредности. Највећа концентрација радиоактивних елемената, генерално, налази се у граниту, чији састав чине: кварц, фелдспат, лискун и други петрогени минерали. Као грађевински камен, користе се и друге магматске стене (диорит, габро, базалт), као и травертин, кречњак, доломит и, најчешће, мермер, са просечно нижим садржајем радионуклида (NCRP, 1994). Песак не садржи знатне количине радиоактивних елемената, премда присуство фелдспата на појединим локалитетима може допринети већој концентрацији ^{40}K. Шљунак, који се најчешће примењује као агрегат у бетону (или за насипање), има хетерогени литолошки и гранулометријски састав, јер се фрагменти стена сакупљају с великог простора. Као и у песку, садржај радионуклида углавном зависи од заступљености минерала. У производњи цемента, главног везивног структурног материјала, као сировински материјали користе се кречњак (или доломит), који се у основи састоји од $CaCO_3$, и материјал чији већински садржај чине SiO_2 и Al_2O_3 (глина, углавном у саставу лапорца) (Manić et al., 1998). Процесом синтеровања добија се цементни клинкер, смеша силиката и алумината калцијума, коме се, пре млевења, уобичајено додаје ретардер хидратације - гипс ($CaSO_4$). У току хидратације цемента у бетонској маси, стварају се аморфна (C-S-H гел) и кристална једињења (етрингит), истовремено формирајући систем пора различите величине у очврслој структури (Manić et al., 1998).

2.2.5. Радионуклиди у глинама

Глине се због великог капацитета јонске измене, слабе пропустљивости и способности задржавања понашају се као физичка и хемијска баријера за различите загађујуће материје у животној средини. Представљају широко распрострањено рудно богатство од великог индустријског значаја. Појављују се у виду скупа ситнозрних глинених минерала или као

врста седиментног депозита састављеног углавном од глинених минерала и неалуминосиликата (Ђукић, 2016).

Хемијски састав глина сличан је хемијском саставу примарних стена. Глине се према настанку могу поделити на (Ђукић, 2016): резидуалне (настају као резултат површинског распадања стена под утицајем падавина, температуре, мраза или ветра и углавном се налазе на местима где и настају) и транспортоване (седиментне - настају услед хемијског распадања гранита који садржи силилицијум диоксид (SiO_2) и алуминијум(III)-оксид, (Al_2O_3), затим растварања стена, односно кречњака и распада и растварања шкриљаца). Транспортоване глине су секундарне јер се транспортују са места настанка ерозијом и депоновањем. Глине по хемијском саставу имају више кисеоника него силицијума, алуминијума или магнезијума и због тога се могу сматрати (хидр)оксидима силицијума, алуминијума или магнезијума. Глинени минерали који су саставни део природних глина су најраспрострањенија група седиментних минерала, преовладавају у колоидној фракцији земљишта, седимената, стена и воде и имају важну улогу у животној средини. Глине осим примене у грађевинарству, производњи керамике, медицини, фармацији и индустрији папира последњих деценија налазе примену и као адсорбенси, катализатори или њихови носачи, јоноизмењивачи и материјали за избељивање. Све претходно наведене примене глина одређене су њиховим специфичним особинама дефинисаним присуством и врстом неглинених и глинених минерала, органске материје, врсте и количине измењивих катјона, итд. У данашње време, глине се користе као јефтини, алтернативни адсорбенси за смањење концентрације различитих загађујућих супстанци у животној средини. Међу бројним глинама које се могу наћи у животној средини по адсорпционим својствима издвајају се бентонитне глине, које се у основи састоје од монтморионита и сродних глинених минерала из групе смектита (Јоцић-Јовичић и др., 2008). Бентонитне глине налазе велику примену у пречишћавању вода од тешких метала и као деконтаминационо средство за радиолошку деконтаминацију. Преглед концентрација природних радионуклида у глинама код нас и у свету дат је у табели 2.3.

Табела 2.3 Средње концентрације активности радионуклида (Bq kg^{-1}) у глинама у различитим деловима света и у Србији

Ред. Бр.	Земља	Активност [Bq kg^{-1}]				
		^{238}U	^{232}Th	^{40}K	^{226}Ra	Литература
1.	Турска	39,3	49,6	567	/	(Aras, 2016)
2.	Нигерија	38,2	65,1	93,9	/	(Adagunodo, 2018)
3.	Индија	9,19	45,6	295	/	(Adagunodo, 2018)
4.	Литванија (Devonian clay)	34,8	51,6	1078	/	(Reikstana, 2015)
5.	Литванија (Quaternary clay)	10	14,2	553	/	(Reikstana, 2015)
6.	Ирак	101	87,5	305	/	(Adagunodo, 2018)
7.	Србија, Глина за спољшњу употребу („Ризница природе“)	/	72±1	1055±5	59±2	(Тодоровић, 1997)
8.	Србија, Глина за унутрасњу употребу („Ризница природе“)	/	89±2	1303±2	72±1	(Тодоровић, 1997)
9.	Србија, Природна зелена глина за спољашњу употребу (YOGA глина)	/	71±6	962±9	65±4	(Тодоровић, 1997)
Средња вредност		25,8	61,2	690	65,3	

2.3. Кретање тешких метала и радионуклида у животној средини

Кроз геохемијске процесе непрекидно се одвија циклично кретање хемијских елемената у животној средини. Оно може бити хоризонтално и вертикално, а на равним теренима израженија је вертикална (Гржетић и Јеленковић, 1995). Минеролошки састав земљишта, као и едафски фактори, величина честица, pH вредност, капацитет јонске измене, садржај органских материја, садржај карбоната су фактори који могу утицати на обогаћивање и миграцију радионуклида и тешких метала у земљишту.

При експлоатацији руде и минералних сировина, са површинских копова се неминовно јавља прашина. Време потребно да честице које су гушће од ваздуха падну на површину тла зависи од пречника честица и од других чинилаца. Разлог томе је вискозност ваздуха, тј. сила трења која се супротставља сили Земљине теже, под чијим утицајем се честице крећу ка тлу. Тако, на пример, честица која има густину 1 kg dm^{-3} и пречник 0,1 μm, пада брзином од 8 cm $дан^{-1}$, када је њен пречник 20 μm падаће 1 km $дан^{-1}$ (Gršić et al., 2010).

Када се честице ваздушним струјањем подигну на велике висине, до њиховог приспећа на површину Земље могу да прођу године.

Ако је површина путева транспорта глине сувише сува, пролазак камиона и ветар подижу честице и до неколико десетина метара изнад површине. Честице мањих фракција тада остају суспендоване у ваздуху дуг временски период и ношене ветром могу се пренети на велике удаљености. Концентрације елемената зависе од величина честица земљишта, тако да повећање или смањење неке од фракција земљишта; глине, праха или песка, еолским или хидролошким транспортом може довести до промене концентрације елемента у матриксу. Елементи настали антропогеном активношћу могу бити адсорбовани на комплексу оксид/хидроксид, минералима глине или хуминским супстанцијама. Све три компоненте присутне су у фракцијама глине у вишку. Миграција елемената у земљишту зависи од pH вредност, а може да варира у опсегу 2-11, мада као просек се узимају вредности између 5-7 pH јединица (Gršić et al., 2010). Капацитет јонске измене земљишта одређује број слободних места на површини земљишних честица, која је негативно наелектрисана, на којима се под дејством електростатичких сила могу везати позитиви јони. Садржај органске материје, хумуса, формира се разградњом изумрлих биљака и животиња. Органске материје, под одређеним условима, формирају растворљива комплексна једињења са тешким металима, чиме поспешују њихову покретљивост. Под другим условима органске материје могу фиксирати неке метале и мњталоиде (As, Se, Cu, Zn и друге), што доводи до смањења њихове покретљивости у животној средини. Хуминска, фулво и друге органске киселине неки су од комплексирајућих агенаса присутних у животној средини. Тешки метали се везују са минералима глине по следећем редоследу: Cu > Ni> Zn > Cr > Co > Cd > Pb (Jocić-Jovičić, et al., 2008).

2.4. Мониторинг тешких метала и радионуклида као показатељ стања животне средине

Мониторинг радионуклида и тешких метала, као показатеља стања животне средине, треба да укажу на њен квалитет, а њиховом детаљнијом анализом би се утврдило да ли су се и у ком обиму десиле промене које потенцијално могу утицати на људе, али и целокупан живи свет. Резултати оваквих испитивања су значајни јер би се на основу њих дефинисалие евентуалне потребе предузимања мера за побољшања стања.

Повишене концентрације радионуклида и тешких метала у животној средини могу довести до њене контаминације и представљати ризик по живе организме, при чему су штетни ефекти радионуклида пре свега последица изложености јонизујућем зрачењу, док су код тешких метала повезани са њиховим токсичним дејством. Примена нуклеарне енергије у мирнодопске сврхе може представљати додатни извор уношења радионуклида у животну средину, због чега се примењују строге мере контроле и радијационе заштите у складу са међународним стандардима».

Човекова потреба за енергентима из дана у дан повећава експлоатацију рудних налазишта. Рударење не само да нарушава природни рељеф и читаве екосистеме, већ за собом оставља велике количине нус производа (јаловишта) који садрже радионуклиде и тешке метале у повишеним концентрацијама. Познатоје да се ове загађујуће супстанције путем еолске дистрибуције могу пренети на различите удаљености, на којима могу испољити своје штетно деловање.

У свету је покренут пројекат обједињавања података о садржајима радионуклида у земљишту од стране Међународне агенције за атомску енергију (International Atomic Energy Agency, IAEA). У наведеној бази података нису заступљени подаци о концентрацијама активности радионуклида у земљишту са територије Србије, иако пољопривредно земљиште, а посебно оранице, заузимају значајан део њене територије. Дугогодишња употреба фосфатних ђубрива неминовно доводи до повишеног садржаја природних радионуклида у земљишту. Агенција за заштиту од јонизујућих зрачења и нуклеарну сигурност Србије (SRPNA) једном годишње спроводи мониторинг радиоактивности животне средине и намирница на територији Србије (Агенција за заштиту животне средине, 2017). На сваких пет година спроводи мониторинг тешких метала у оквиру програма ICP Vegetation (International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops).

2.5. Интерполација података из животне средине

Интерполација је погодан начин за добијање вредности неке просторне променљиве на локацији на којој не можемо вршити мерења, на основу података добијених мерењем исте променљиве на унапред одређеним локацијама (Ivetić et al., 2010).

Мерење било којих физичких или хемијских величина, као што су нпр концентрације тешких метала, концентрације активности радионуклида или физичко-хемијских карактеристике земљишта и др., на целој површини неког подручја или државе је практично немогуће. Услед немогућности узорковањау одређеним тачкама простора (неприступачност терена), могуће је користећи интерполационе алгоритме створити непрекидну површину истраживаног простора.

За процену просторне расподеле концентрација радионуклида и тешких метала неопходно је располагати подацима добијеним мерењима на репрезентативним локацијама. Будући да мерења најчешће нису доступна за сваку тачку посматраног подручја, вредности на осталим локацијама могу се проценити применом одговарајућих метода просторне интерполације. Ове методе омогућавају формирање континуалне површи просторне расподеле анализиране променљиве на основу вредности измерених у дискретним мерним тачкама.

Подаци о параметрима животне средине често испољавају просторну аутокорелацију, што подразумева да су вредности измерене на просторно ближим локацијама, по правилу, међусобно сличније од вредности на удаљенијим локацијама. Степен просторне зависности опада са повећањем међусобног растојања, при чему конкретан облик те зависности зависи од карактеристика посматране променљиве и примењеног интерполационог модела.

2.5.1. Кригинг интерполација

Метода кригинг омогућава да се реше проблеми везани за растојање, пондерисање удаљености, као и процену интерполационе грешке (Li & Heap, 2008).

Кригинг је геостатистичка интерполациона метода, која је делимично заснована на теорији регионалне променљиве. Ове вариабле имају карактеристике и стохастичкихи детерминистичких променљивих. Метода је добила назив по статистичару и рударском инжењеру D.G. Krige - у који је истраживао дистрибуцију депозита злата у рудницима злата. Даљи развој методе у највећој мери припада француским научницима (Malvić, 2008). Приликом процене вредности кригинг методом, сваком податку придружен је тежински коефицијент, којим се процењује његов утицај на предикцију. Из самих података се процењује просторна структура помоћу вариограма или семивариограма. Корелације

између постојећих вредности и тачке у којој се она предвиђа изражавају се вредностима коваријансе и вариограма.

Семивариограм може се представити наношењем квадрата раздаљине међу паровима тачака узорковања подељене са два у зависности од удаљености међу њима. Уколико постоји просторна коралација тада ће семиваријанса бити нижа за парове тачака које су ближе једне другима. Теоретски семивариограми имају очекивану вредност семиваријансе нула, када је размак узорковања нула. Повећавањем размака узорковања, семиварианца расте, све док на одређеној удаљености која се назива домет (eng. *range*), не постигне константну вредност, која се назива праг (eng. *sill*). Тачке које се налазе изван домета, на већим удаљеностима нису корелисане. Претраживани полупречник неће бити већи од ове удаљености. Уколико се од парова тачака формира права хоризонтална линија, тада не постоји просторна корелација и нема потребе формирати површину. Основни параметриц (Слика 2.2) вариограмске криве (Malvić, 2008):

-**Одступање (Co)**, или „ефект грумена" је појава када крива сече ординату у некој позитивној вредности Co, односно вредност вариограма на нултој удаљености h. Упућује на разлику у вредностима врло блиских узорака који се у пракси сматрају узорцима с јединствене локације. Може се такође појавити као посљедица варијабилности на удаљености мањој од удаљености узорковања и због грешака у мерењу. Назив „ефект грумена" има порекло из рударског инжињерства од експлоатације златне руде која се најчешће појављује у грумењима.

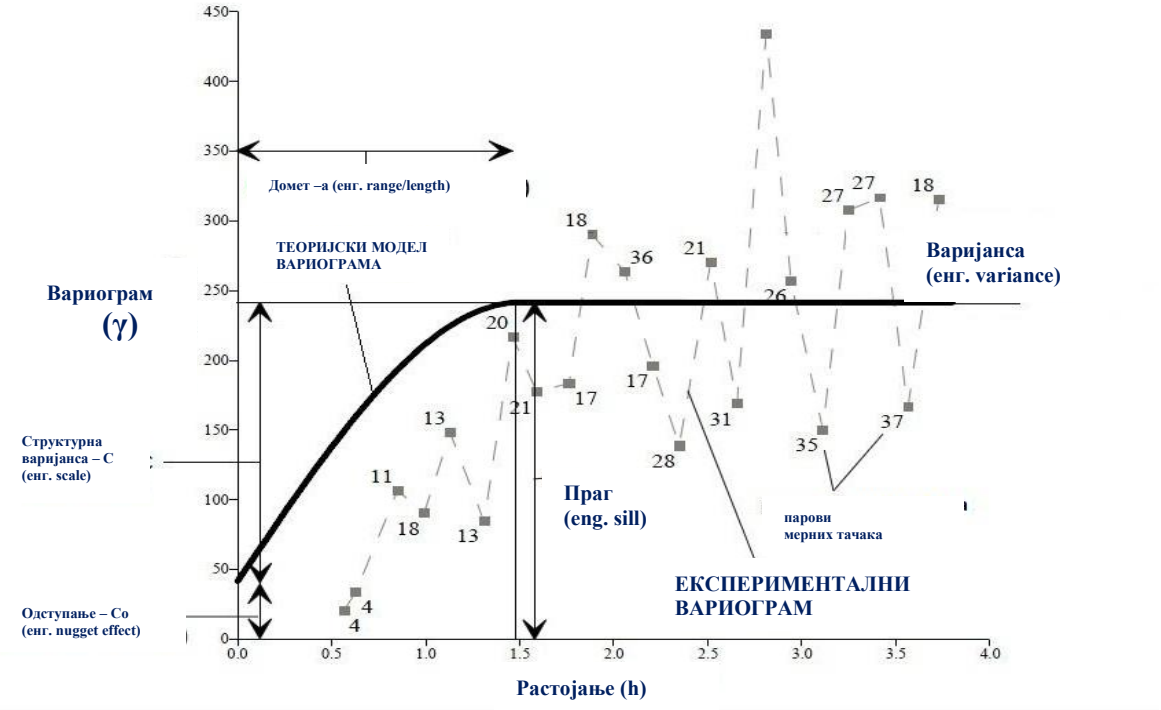
-**Праг (σ2)** одговара вредности стварне варијанце података. Укупна вредност прага једнака је збиру вредности одступања и структурне варијанце: Након достизања прага (ако га постиже) вариограмска крива најчешће престаје правилно да расте и онда наставља да око њега осцилује.

- **Домет или досег (a)** је хоризонтална удаљеност (h) на којој семивариограм први пут пресеца праг. Претпоставља се да у хоризонталном смјеру изнад домета не постоји просторна корелација података, односно коваријанца је једнака нули.

- **Удаљеност или корак (h)** се односи на удаљеност међу варијаблама, односно мерним тачкама. Свака удаљеност чини један разред. Тој вредности удаљености често је додељена одређена толеранција како би се повећао број улазних података, а названа је одмаком. То значи да се границама разреда додаје вредност одмака, ширећи тако интервал разреда. Одмак се у највећем броју примена семивариограмског рачуна поставља на 1/2 вредности

удаљености h, јер се на тај начин максимално повећава број парова података, а тиме и поузданост просторне анализе.

На мањој удаљености (h) вредност вариограма (семиваријанца) ће такође бити мања, и обрнуто, при већој удаљености ће вредност вариограма бити већа. То је због тога што ће парови издвојених тачака који имају међусобно мању удаљеност вероватно бити међусобно сличнији у односу на издвојене парове при већој удаљености. Односно, ако се подаци правилније мењају онда вредност вариограма расте спорије и обратно кад се подаци неправилније мењају вредност вариограма расте брже, крива је стрмија и мањи је домет.



Слика 2.2 Параметри семивариограма: домет, праг и одступање (Malvić, 2008)

Теоријски гледано семиваријанса на удаљености нула треба да има вредност нула, али неретко се дешава да и на малим удаљеностима постоји одступање модела. Разлог томе је постојање варијансе некорелисане компоненте, ε. Варијанса на y-оси, када је размак узорковања нула, је интерсепт вариограма и назива се „nugget“. Nugget варијанса указује на присуство случајне или неструктурне компоненте варирања, а појављује се често као резултат мерне грешке или просторни извор варијације на удаљеностима мањим од интервала узорковања. Да би се добила непрекидна функција модел за семивариограм се

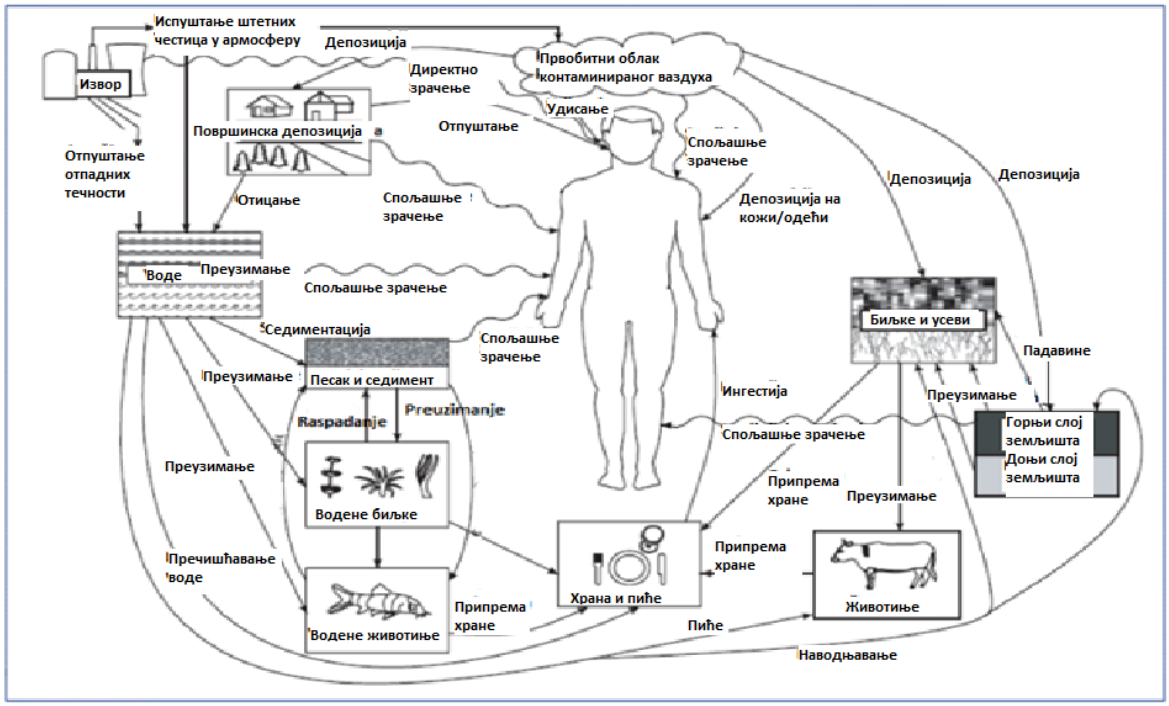
фитује. Модели који се користе у Географским информационим системима (GIS) софтвер ArcGIS su: кружни, сферни, експоненцијални, Гаусов и линеарни (Malvić, 2008):

- **Сферни модел** се примјењује када вариограмска крива према прагу расте врло брзо, што је случај код велике разлике у вредностима података на малим удаљеностима и велике вредности екстремних података.
- **Експоненцијални модел** примјењује се на скупу где вредности поступно расту и падају, а износи екстрема су мали у односу на износе у преосталом делу скупа. Тада крива поступно расте према прагу уз већи домет.
- **Гауссов модел** упућује на врло уједначен скуп података с обзиром на разлике између њихових вредности. Овај модел се на почетку понаша параболично и има тачку инфлексије.
- **Линеарни модел** се примјењује када вредности података поступно расту с повећањем удаљености x, промене варијабилности нису толико мале као и код Гауссовог модела али су у просеку у великој мери поступне.

2.6. Ризици од јонизујућег зрачења и нивои излагања

Вероватноћа да појединац доживи одређени штетни ефекат као резуллтат излагања јонизујућем зрачењу представља радијациони ризик, а одређује се преко дозе - физичке величине која служи као квантитативна мера нивоа излагања јонизујућем зрачењу. Повећан радиациони ризик може се јавити услед (IAEA, 2005):

1. екстерног (спољашњег) озрачивања, када се извор зрачења налази изван организма и
2. интерног (унутрашњег) озрачивања, када извори јонизујућих зрачења доспевају у организам на следећи начин: инхалацијом (доминантно радон и његови потомци) и ингестијом - уношењем у организам путем дугог ланца исхране (Слика 2.3).



Слика 2.3 Начин излагања човека јонизујућим зрачењима преко дугог ланца исхране (IAEA, 2005)

Само озрачивање диктира одговарајуће методе мерења, па се у радијационом пољу мере величине које карактеришу изложеност јонизујућем зрачењу. Дозиметри, у зависности од типа детектора, региструју одговарајући физички ефекат интеракције зрачења са материјом, а добијена информација се користи за одређивање апсорбоване дозе - средње енергије коју јонизујуће зрачење преда материји по јединици масе. Јединица апсорбоване дозе је грej (Gy) (Вујошевић и Вучић, 2017).

Проблем радијационе заштите није у потпуности решен познавањем апсорбоване дозе, јер биолошки ефекти зависе и од типа зрачења. У савременом систему радиолошке заштите еквивалентна доза H_T узима у обзир ове разлике, па је доза за ткиво или орган T дата релацијом:

$$H_T = \sum_R w_R D_{T,R}\,, \qquad (2)$$

где је $D_{T,R}$ средња апсорбована доза зрачења типа (R) у ткиву или органу (T), а w_R је радијациони тежински фактор. Фактор модификације (тежински фактор w_R) представља

биолошку ефикасност различитих типова зрачења на нивоу органа (ICRP, 2007). Овом величином се процењује ризик (попут настајања канцера).

Јединици за еквивалентну дозу 1979. године дато је име сиверт (Sv) у част шведског физичара Rolfa Maksimilijana Siverta (1896-1966). Раније коришћена јединица rem (1Sv=100 rem). Иста јединица Sv или милисиверт mSv се користи и за ефективну дозу. Ефективна доза узима у обзир осетљивост одређеног ткива на дату врсту зрачења, јер нису сви органи (ткива) подједнако осетљиви на зрачење. Ефективна доза се добија када се еквивалентна доза H_T сваког појединачног органа (ткива) помножи одговарајућим тежинским коефицијентом ткива w_T, а затим се вредности саберу за цело тело (ICRP, 2007).

$$E = \sum_T w_T H_T \qquad (3)$$

Радијациони тежински фактор (w_R) узима у обзир тип зрачења, а тежински фактор ткива (w_T) узима у обзир осетљивост самог органа. Граничне вредности изложености за општу популацију (1 mSv годишње) се дефинишу преко ефективне дозе.

Код интерног озрачивања еквивалентна или ефективна доза, се по правилу не мери директно, већ се процењује на основу података о уносу и задржавању радионуклида у организму, мерења активности и примене одговарајућих дозиметријских модела. У случају ингестије мери се концентрација активности у храни или води за сваки радионуклид и количине унете хране или воде. Ингестиона доза се израчунава на основу одређене концентрације активности појединих радионуклида у датој врсти хране и количине хране унете у организам; применом одговарајућих модела. За процену ингестионе дозе користе се стандардизоване референтне анатомске и физиолошке вредности дефинисане за „референтне појединце“ као и одговарајући биокинетички и дозиметријски модели. На основу модела направљени су софтвери који прорачунавају дозе којима ће бити изложени људи и животиње у случају испуштања радионуклида у животну средину.

2.7. Утицај јонизујућих зрачења на човека и заштита

Циљ радијационе заштите човека је смањење ризика од оштећења на нивоу јединке и обухвата стохастичке ефекте, за које се на основу теорије радијационе заштите сматра да не постоји праг дозе (UNSCAR, 2000). Иако се радијациони ефекти могу посматрати на више биолошких нивоа, почев од суб-ћелијских до екосистема, директно оштећење изазвано јонизујућим зрачењем на молекулском нивоу јавља се када дође до јонизације атома у апсорбујућој средини (M. Kelly & M. Thorne, 2003). У ћелији, услед дејства зрачења долази до оштећења дезоксирибонуклеинске киселине (ДНК), једноструки прекиди ДНК ланца могу бити репарирани помоћу механизама саме ћелије, док се двоструки прекиди теже репарирају. Дволанчани прекиди могу бити репарирани на два начина: хомологим и нехомологим рекомбинацијама. Ако се резидуална оштећења јаве у соматским ћелијама може доћи до макроскопских радијационих ефеката у озраченој јединки. Верује се да су генетски (ефекти који се преносе на потомство озрачене особе) и соматски (ефекти који се појављују на озраченој особи) ефекти стохастичке природе. Основни соматски ризик излагања ниским дозама је појава канцера, управо овим проблемом баве се међународне организације и центри за заштиту од зрачења.

Препорукама Међународне комисије за заштиту од зрачења ICRP снижава се граница годишње дозе за професионалце на 20 mSv/год (ICRP, 2007) усредњено на период од 5 година (максимално годишње 50 mSv). За остале становнике, граница годишње дозе је 1 mSv годишње са максималним излагањем од 5 mSv током једне године, под условом да се не прекорачисредња годишња вредност од 1 mSv током 5 година. Кључни елементи у еволуцији основне концепције заштите од јонизујућих зрачења су (ICRP, 2007):

1. ALARA (As Low As Resonably Achievable), принцип представља међународни концепт за одредивање прихватљивог нивоа ризика, односно захтев да све дозе буду онолико ниске колико је то разумно могуце постици (узима уобзир економске и друштвене факторе, а предност се увек даје здравственим факторима).
2. Нови референтни ниво контроле зрачења: Уместо максимално дозвољеног нивоа по старим концепцијама, као референтни ниво за спроводење мера заштите у пракси уводи се природни фон. Ова мера везана је са метролошким проблемима:

- природни фон је цесто на прагу или испод прага детекције мерне технике и

- природни фон није једнознацно дефинисан. У зависности од локације може веома да варира (вруће тачке), те да би се поуздано тврдило да постоји контаминација природним радионуклидима неопходна су претходна систематска мерења концентрације активности у датом медијуму и одредивање типичних корелација природних радионуклида.

Систематски мониторинг садржаја радионуклида у животној средини је основ на којем се заснивају критеријуми радиолошке заштите становништва. Изложеност становништва дозама зрачења које потичу из тла зависи пре свега од концентрације активности земљишних радионуклида, али и од локалних геолошких карактеристика. У свету постоје области са повећаном концентрацијом радионуклида у земљишту, па је самим тим и становништво које насељава ове области изложено већим дозама зрачења. Просечна годишња ефективна доза зрачења становништва износи 70 μSv за зрачење од природних извора на отвореном простору. На основу спроведених истраживања 15% укупне годишње дозе коју прими становништво потиче од медицинског излагања, у/или терапеутске сврхе, и овај проценати излагања бележи пораст из године у годину (ICRP, 2008).

2.8. Радијациони ефекти и заштита од јонизујућих зрачења биљака и животиња

Радијациона заштита биљака и животиња има за циљ да смањи ризик од оштећења изазваних зрачењем на ниво у популације биљних и животињских врста и базирана је на детерминистичким ефектима, за које се сматра да постоји праг јачине дозе зрачења испод којег се не јављају приметни ефекти зрачења (UNSCEAR, 1996). Уколико се резидуална оштећења услед деловања јонизујућег зрачења јаве у соматским ћелијама може доћи до макроскопских радијационих ефеката у изложеној јединки. Оштећења у герминалним ћелијама могу се пренети на потомство, што резултује ефектима на нивоу популације.

Код сисара, најбрже се стварају ћелије коштане сржи, танког црева и коже. Нервни систем је најосетљивији на дејство јонизујућег зрачења у току раног развића у току пролиферације неуробласта. Због тога се може очекивати да су одговори ових ткива на дејство јонизујућег зрачења код сисара слични ефектима који се јављају код човека. Биљке су осетљиве на дејство јонизујућег зрачења у меристемском ткиву, које се налази у корену и у изданцима, и у анулусу око стабла дрвећа (DOE, 2002).

У радијационој заштити биљака и животиња (биоте) често се примењују софтверски модели за процену доза зрачења на нивоу популације у различитим медијумима. Модели

који се примењују имају доста апроксимација, а већина модела процењује дозу целог организма, при чему се не разматрају дозе упојединим органима који би били описани одређенином геометријом (DOE, 2002). У животној средини, сложености процене јачине дозе зрачења доприносе и интеракције појединачних организама и екосистема који насељавају.

У протеклих неколико деценија развијен је велики број модела за процену утицаја јонизујућег зрачења на биљне и животињске врсте. За моделовање као улазни податак користе се концентрације активности радионуклида за дати медијум (седимент, земљиште, вода, ваздух). На основу концентрационих односа (*CR*) могуће је одредити концентрације активности за биоту (Howard et al, 2013). Процењене дозе се пореде са подацима за радијационе ефекте који служе као смернице на основу којих се одређује да ли је организам адекватно заштићен и да ли ће се испољити радијациони ефекти на нивоу популације. Неки од софтверских модела који се користе су: RESRAD–BIOTA, ERICA Tool R&D128/SP1, K-BIOTA, ECOMOD и др.

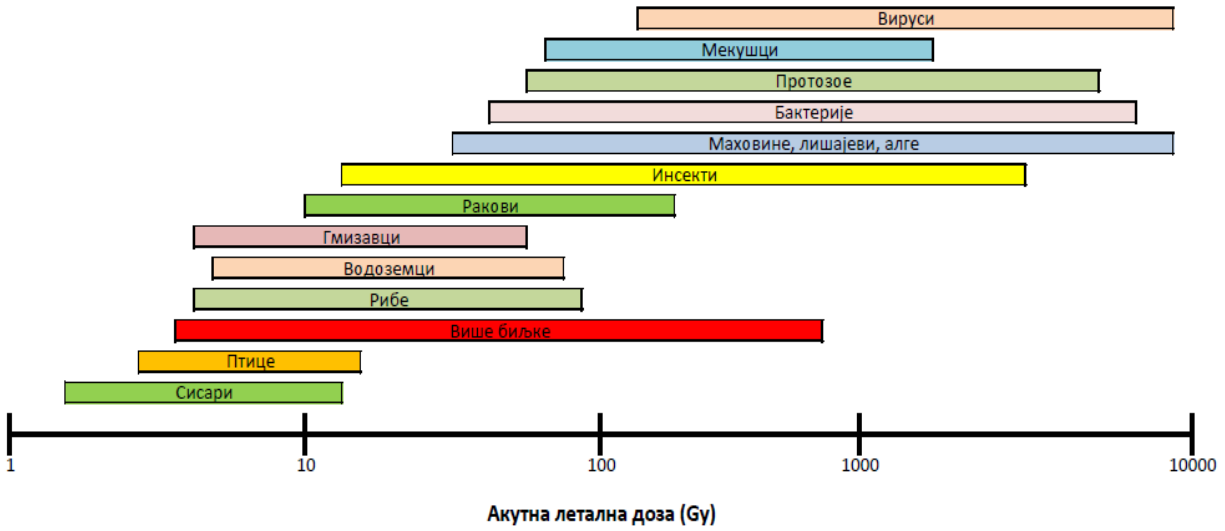
2.8.1. Процена излагања биљака и животиња јонизујућем зрачењу коришћењем рачунарског кода RESRAD-BIOTA

На појединим локалитетима је потребно анализирати концентрације радионуклида и упоредити их са дозама које су дате у препорукама Међународне агенције за атомску енергију (IAEA). Све то је неопходно предузети како би се заштитили сви водени и копнени организми. За унапређење процене еколошког ризика на датим локацијама, намеће се потреба за коришћењем алата као што је компјутерски код RESRAD-BIOTA (DOE, 2004).

Приликом обављања индустријских активности долази до повећања концентрације радионуклида у животној средини (ваздух, вода, акумулација истих у тлу и седименту). Постоји растући национални и међународни интерес за имплементацију законске регулативе у области заштите од ефеката јонизујућих зрачења на животну средину и евалуацију података добијених мерењима узорака животне средине. Различите врсте биљака и животиња не реагују исто на јонизујуће зрачење (Слика 2.4). Законски оквири, које је прописало америчко министарство за енергетику (DOE), ослањају се на технички

стандард у коме су прописане граничне вредности јачине апсорбоване дозе зрачења (*biota dose limits*) за заштиту живих организама на нивоу популације (DOE, 2002):

- Јачина апсорбоване дозе за водене животиње не би требало да прелази 10 mGy по дану (1 rad по дану).
- Јачина апсорбоване дозе за копнене биљке не би требало да прелази 10 mGy по дану (1 rad по дану).
- Јачина апсорбоване дозе за копнене животиње не би требало да прелази 1 mGy по дану (0,1 rad по дану).



Слика 2.4 Приближна акутна смртна доза за различите таксономске групе организама

2.8.2. Степеновани приступ

Степеновани приступ за процену јачине апсорбоване дозе зрачења за водене и копнене организме састоји се од три нивоа који воде корисника од иницијалног, општег прегледа (скрининга), и ако је потребно, у детаљнију анализу користећи информације специфичне за локацију. Процес у три нивоа подразумева (DOE, 2002):

(1) Прикупљање података о концентрацији радионуклида, изворима зрачења, рецепторима и путевима излагања (за локацију коју треба проценити). Процена се врши поређењем измерених концентрација радионуклида у води, земљишту или седименту са унапред дефинисаним водичима за концентрацију у живим организмима (BCGs – *енгл. Biota*

Concentration Guides). Ако су концентрације на локацији испод ових вредности, сматра се да је ризик за живи свет занемарљив и да даља анализа није потребна.

(2) Ако вредности из нивоа 1 буду прекорачене, корисник прелази на ниво 2. Овде се уводи већа флексибилност и омогућава прилагођавање параметара конкретној локацији. Уместо подразумеваних конзервативних вредности, корисник уноси стварне, репрезентативне податке са терена, као што су специфични фактори прелаза (биоакумулације) или фактори конверзије дозе за одређене организме.

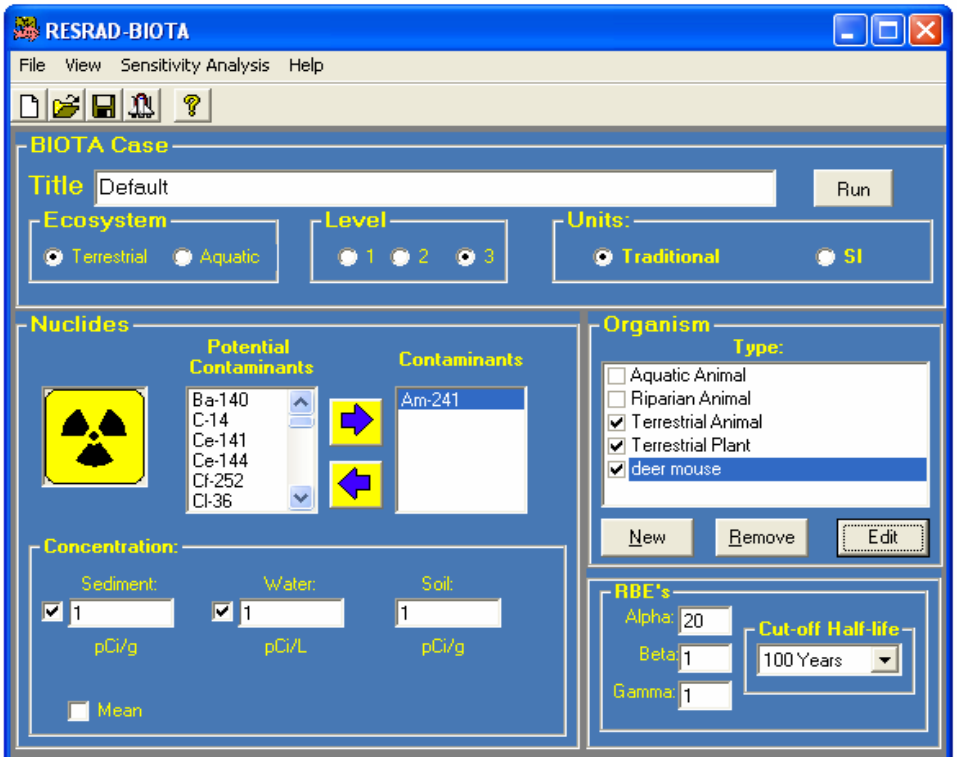
(3) Најнапреднији ниво који се користи када ниво 2 покаже потенцијални ризик или када су потребне најпрецизније могуће процене доза. Овај ниво укључује напредно кинетичко и алометријско моделовање, анализу несигурности (пробабилистички приступ), као и директно уношење измерених концентрација радионуклида из узорака самих ткива биљака и животиња прикупљених на терену, како би се израчунала стварна унутрашња и спољашња апсорбована доза.

Било који од корака у оквиру постепеног приступа може се користити у било ком тренутку, али општи преглед (скрининг) је најједноставнији, најјефтинији и најмање временски захтеван (Табела 2.4).

RESRAD-BIOTA је рачунарски код намењен за процену радиолошких опасности за биљне и животињске организме и подршку системима управљања заштитом животне средине, процени радиолошких утицаја на живи свет и екосистеме у случају радиолошког инцидента и спровођење детаљних еколошких процена ризика од зрачења као стреса околине (Слика 2.5). Усаглашен је са техничким стандардом (DOE, 2002), који садржи детаљне информације у вези са извођењем модела.

RESRAD-BIOTA анализира изложеност јонизујућем зрачењу водених и копнених организама. Сматра се да радионуклиди из контаминираног тла, воде и седимента доводе до контаминације ваздуха и различитих извора хране. Референтни организми су категоризовани у копнене животиње и копнене биљке за копнене системе и водене животиње и животиње из приобалне зоне за водене системе. Есенцијална формула за израду упутства за концентрацију биоте (BCGs) дефинисана је на следећ начин (DOE, 2002):

Гранична концентрација = Гранична доза/(Унутрашња доза+Спољашња доза (земљиште-седимент)+ Спољашња доза (вода))



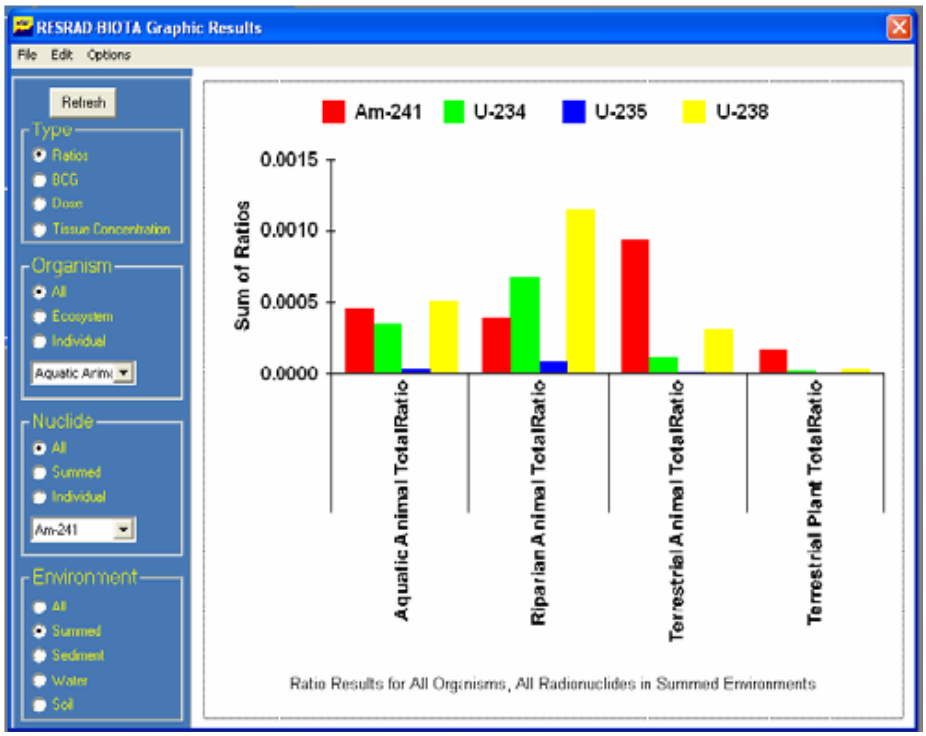
Слика 2.5 Главни екран програмског пакета RESRAD BIOTA

За организме у свакој категорији процењена је изложеност зрачењу од 45 радионуклида доступних у библиотеци софтвера. Код врши процену изложености зрачењу за одређене организме, при чему корисницима пружа параметре изложености. Такође, израчунава дозе апсорбованог зрачења које произлазе из спољашњег и унутрашњег излагања. За спољашње излагање, разматра се животна форма организма који проводи време у контаминираном окружењу. За унутрашње излагање подразумева унос радионуклида кроз инхалацију честица прашине и ингестију загађеног земљишта, воде, седимената и различитих извора хране.

Програмски пакет RESRAD-BIOTA има могућности (DOE, 2004):

- Табеларни и графички приказ резултата анализе за једноставно тумачење података.
- Може да изврши конверзију дозе преко фактора конверзије за осам специфичних геометрија организама.
- Опције за коришћење података мерења или алометријских једначина за моделовање дозе.

- Помоћни код „Нови организам“ за конфигурисање нових дефинисаних организама и конструисање улазних података.
- Анализа извора хране за разматрање односа између хране и ланаца исхране у стварним ситуацијама.
- Флексибилност и лакоћа модификације у односу на претпоставке експозиције, и смернице за конверзију дозе.



Слика2.6 Графички приказ резултата у RESRAD BIOTI

Степеновани приступ се може користити у проценама еколошког ризика. Скрининг може, такође, бити потенцијално исплатив и једноставан начин доказивања усклађености са критеријумима или стандардима који се односе на утицај јонизујућих зрачења на животну средину. Скрининг вредности се користе за идентификацију опасности од радионуклида у ситуацијама од интереса и за утврђивање да ли исти захтевају даљу анализу, или су на нивоу који се налази у дозвољеним границама излагања. У пракси се показало да је почетни преглед (скрининг) сасвим довољан у већини случајева.

Релативна биолошка ефикасност (RBEs, *Relative Biological Effectiveness*) дефинише ефикасност појединих типова зрачења у индукцији одређеног биолошког ефекта. Честице велике масе какве су алфа честице, производе густу јонизацију дуж својих релативно кратких путања те имају велики линеарни трансфер енергије (LET, *Linear Energy Transfer*). У принципу, што је предата енергија већа, већи је и биолошки ефекат на датом месту.

Биоакумулација је однос концентрације радионуклида у организму и концентрација радионуклида у медијуму животне средине, који је настао услед уношења у организам или излагања. Овај однос се обично описује кроз фактор биоакумулације

У програму RESRAD-BIOTA, одредница BCG (*Biota Concentration Guide*) представља граничну концентрацију радионуклида у медијуму (земљишту, седименту или води) која је прорачуната тако да не доведе до прекорачења дефинисаних граничних доза за заштиту популација живих организама.

Рачунарски код израчунава укупну дозу која потиче од спољашњег и унутрашњег озрачивања биљака и животиња (Слика 2.6).

2.9. Основе оптичке емисионе спектрометрије са индуктивно-спрегнутом плазмом

Оптичка емисиона спектрометрија са индуктивно спрегнутом плазмом (ICP-OES, *Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry*) је инструментална аналитичка техника која се користи за квалитативно и квантитативно одређивање великог броја елемената. Заснива се на побуђивању атома и јона аналита високотемпературном аргонском плазмом и мерењу карактеристичног емитованог зрачења оптичким емисионим спектрометром. Захваљујући могућности мултиелементне анализе, широком линеарном динамичком опсегу и добрим границама детекције за велики број елемената, ICP-OES представља једну од најзначајнијих техника савремене неорганске елементне анализе (Bijelić, 2022).

У поређењу са атомском апсорпционом спектрометријом (AAS, *Atomic Absorption Spectrometry*), ICP-OES омогућава истовремено одређивање већег броја елемената. Значајна разлика између ових техника односи се и на извор енергије: док се у пламеној AAS најчешће користи ваздух–ацетиленски пламен температуре приближно 2000 до 3000 K, у ICP-OES се користи аргонска плазма знатно више температуре, 5000 до 7000 K, што омогућава ефикасну атомизацију, јонизацију и побуђивање великог броја елемената.

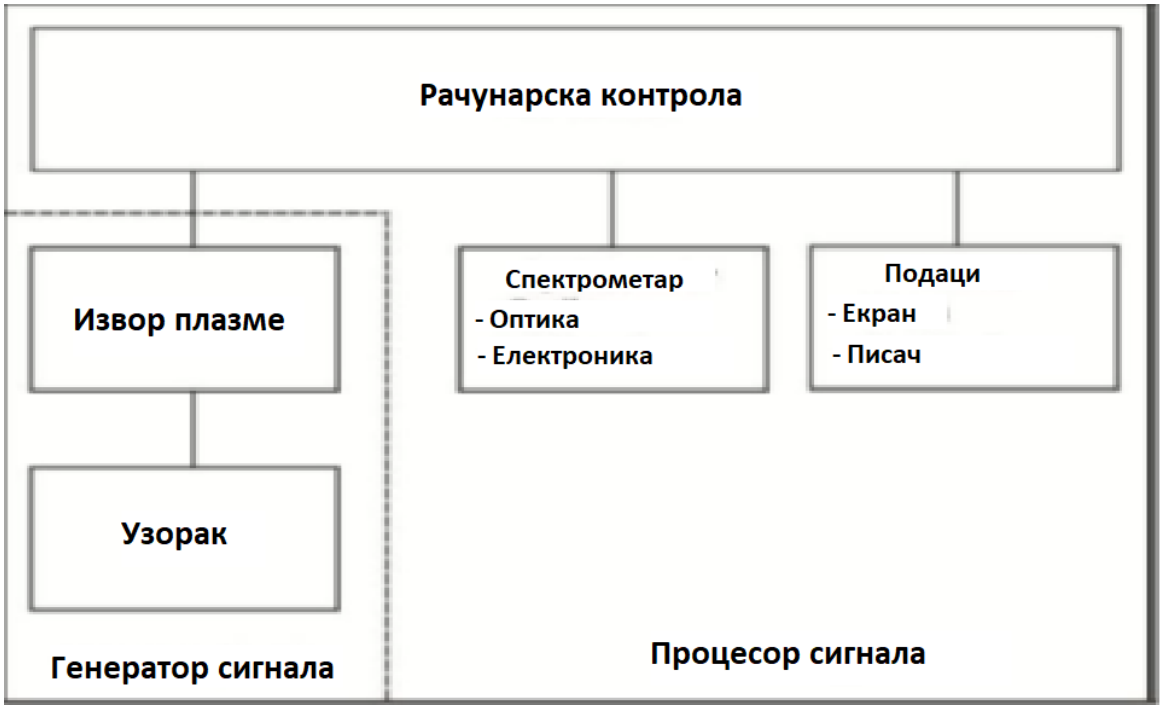
Употреба аргона као инертног гаса обезбеђује стабилну плазму и смањује појаву одређених хемијских интерференција.

У ICP-OES техници узорак, који мора бити у раствору, уводи се у извор плазме где долази до десолватације, испаравања, атомизације, јонизације и побуђивања слободних атома и јона. Побуђени атоми и јони налазе се у нестабилним енергетским стањима и при преласку на ниже енергетске нивое емитују зрачење карактеристичних таласних дужина. На основу таласних дужина емисионих линија врши се идентификација елемената, док се интензитет емитованог зрачења користи за њихово квантитативно одређивање. Узорак мора бити у раствору који се уноси у ICP-OES инструмент аспирацијом, а елементи се могу одређивати симултано. Метода је знатно осетљивија од атомске апсорпционе спектрометрије.

Плазма је јонизовани гас који остаје макроскопски неутралан и добар је проводник електрицитета. Дисоцијација аналита на атоме и јоне, побуђивање насталих честица као и висока температура плазме су последица судара слободних електрона са свим присутним честицама система. Таква стања су нестабилна и атом или атомски јон губи енергију, било преко судара (термална размена енергије) са другим честицама система или уз помоћ енергетског прелаза на ниже енергетске нивое (радијативна размена енергије). Емисионе спектрометријске методе се базирају на том спонтано емитованом спектру. Велики број линија на емисионом спектру потиче од великог броја различитих атома и јона из узорка и извора плазме. Из тог разлога је неопходно да инструмент поседује спектрометар који има добру моћ резолуције и способност корекције позадине. Сваки од присутних елемената у плазми се карактерише одређеном таласном дужином емисионе линије. Детекција зрачења одређене таласне дужине се примењује за квалитативну анализу а измерени интензитет се користи за квантитативну анализу узорка (Dean, 2005). Због високе температуре плазме, ICP-OES може да се у принципу користи за одређивање великог броја елемената. Такође, употребом хидридне технике могу се одредити ниске концентрације елемената који граде хидриде (As, Bи, Ge, Sb, Se, Sn и Te). Међутим, она је донекле ограничена у пракси пошто одређивање неких елемената захтева посебне услове (нпр. радиоактивних елемената) или посебну оптику (за елементе као што су Cl, Br и F), док се за неке елементе виша осетљивост може постићи применом других спектрометријских техника (Онија, 2007).

2.9.1. Карактеристике ICP-OES спектрометара

Спектрометри ICP-OES се састоје из две главне јединице: генератора и процесора сигнала (Слика 2.7). Генератор сигнала се састоји из извора плазме (плазмени пламеник и генератор радиофреквентног зрачења) и система за уношење узорка (различите врсте небулизатор и распршивачка комора), док се процесор сигнала састоји од оптичког система за спектрално раздвајање емитованог зрачења, детектора који региструје интензитет зрачења на одабраним таласним дужинама и електронског система за претварање и обраду добијеног сигнала. Контрола функција и рад спектрометра се врши преко рачунара и одговарајућег софтвера (Dean, 2005).



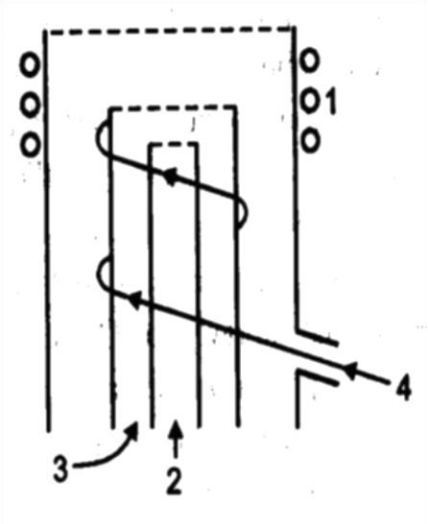
Слика2.7 Основне компоненте ICP оптичког емисионог спектрометра

2.9.1.1. Индуктивно спрегнута плазма

Плазма је јонизован гас, који се због јединствених особина сматра посебним агрегатним стањем материје. Катјони и електрони (слободна наелектрисања) чине плазму електрично проводљивом и омогућавају њену интеракцију са електромагнетним пољем. То је безелектродна аргонска (ређе азотна) плазма која ради на атмосферском притиску, а

одржава се индуктивним спрезањем са радиофреквентним електромагнетским пољем (Dean, 2005).

Извор плазме је плазменик који се састоји од три концентричне кварцне цеви (Слика 2.8) којима струји аргон брзине између 5 и 20 l min^{-1}. Пречник највеће цеви је приближно 2,5 cm.



Слика 2.8 Плазменик: 1 – Навоји; 2 - Аргон са узорком; 3 – Аргон за образовање плазме; 4 - Аргон за хлађење

Узорак се уводи кроз унутрашњу цев, најчешће у облику раствора који се преводи у фини аеросол помоћу струје аргона од приближно 1 l min^{-1}. Аргон за формирање плазме (обезбеђује примарне електроне и јоне) уводи се кроз средњу цев док се термичка изолација (неопходна да би се избегло топљење кварцне цеви) постиже тангенционалним увођењем струје аргона кроз спољашњу цев горионика (пречника 15-30 mm), брзином од ~10 l min^{-1}. Ова струја хлади зидове кварцне цеви али такође и стабилизује и центрира плазму.

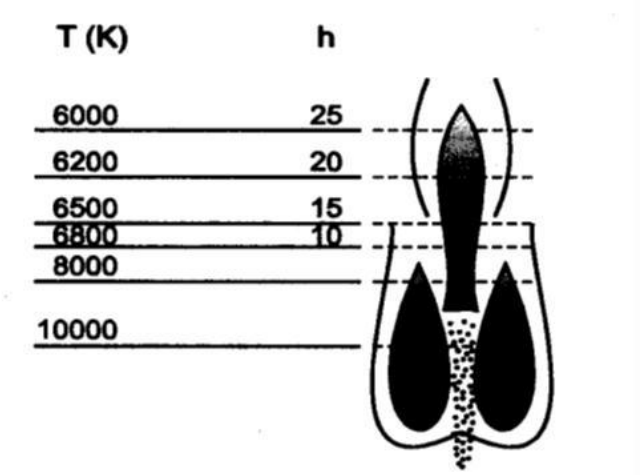
Око спољашње кварцне цеви обмотана су 3-4 навоја индукционог калема везаног за радиофреквентни генератор фреквенције од 5-50 MHz и излазне снаге 1-5 kW. Високофреквентна струја која протиче кроз индукциони калем ствара осцилаторно магнетно поље које индукује електроне у гасу који протиче унутар кварцне цеви. Они се убрзавају временски променљивим електричним пољем, што доводи до загревања и додатне јонизације.

У аргону у почетку нема наелектрисаних честица, плазма се успоставља кратким укључивањем Теслиног пражњења. Температура плазме варира од 6000 до 10000 K и опада са висином изнад индукционог калема тако да се за свако одређивање може одабрати погодна висина на којој ће се вршити анализа (Слика 2.9.).

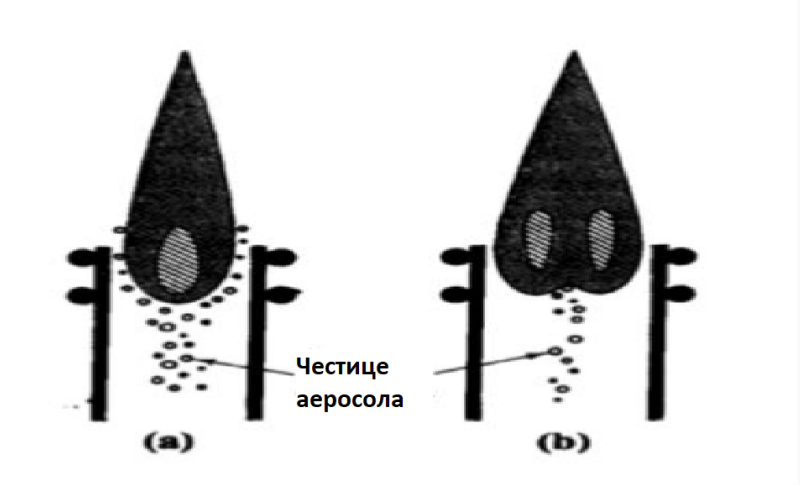
Ако се користи поље ниже фреквенције, нпр. од 5 MHz, плазма има облик капи (Слика 2.10). При увођењу аеросола, капљице заобилазе овај део због великог отпора (проузокованог ширењем гаса), што има за последицу недовољно загревање узорка, односно неефикасно испаравање.

Применом генератора веће фреквенције (обично 27 MHz) најтоплији део плазме добија прстенаст или тороидни облик (Слика 2.10б) пошто је вртложна струја електрона тада ближа калему, односно спољашњем слоју плазме. У овом случају аеросол улази у средишњи део, тзв. канал плазме, у коме је температура нешто нижа (6000-8000 K), а отпор мањи.

У каналу плазме честице се задржавају релативно дуго (2-3 ms), што у комбинацији са високом температуром, обезбеђује ефикасно испаравање, атомизацију и побуђивање.



Слика 2.9 Температуре и зоне у ICP плазми



Слика 2.10 11 Облик плазме: (а) облик капи, (б) тороидни облик

Аргон као носећи гас обезбеђује хемијски инертну средину тако да атоми остају релативно дуго у слободном стању, што повећава вероватноћу побуђивања, а самим тим и осетљивост одређивања, која је за већину елемената реда μg/ml (ppm). Типична плазма има врло интензивно, блиставо бело језгро прекривено репом сличном пламену.

2.9.1.2. Увођење узорка у плазму

Узорци за анализу земљишта, стена, минерала, воде, биолошких материјала, и др. могу се успешно анализирати ICP-OES техником. Анализирани узорци се преводе у раствор који се у облику аеросола уводи у плазму. За распршивање раствора користе се углавном концентрични пнеуматски распршивачи (Онија, 2007). На тржишту постоји велики избор различитих распршивача. Неки су специјализовани за унос узорака који садрже висок ниво раствореног чврстог материјала док се други користе за узорке који имају висок садржај суспендованог чврстог материјала. Код неких распршивача није неопходно да се у њих пумпом убацује узорак док код других је пумпа неопходна за унос узорка у распршивач. Многи распршивачи имају оптимални ниво уноса узорка од 1 до 1,5 ml/min, док неки могу ефикасно уносити од 30 до 50 μl/min. Материјали од којих се израђују распршивачи су од кварцног стакла или тефлона што зависи од врсте узорка и растварача који се користи. Када се користе органски растварачи, који имају нижу тачку кључања у односу на водене растворе, у плазму се убацује више узорка што може да утиче на анализу или чак и да

угаси плазму. Код органских растварача велике густине користе се кварцни распршивачи са В-урезом. За узорке растворене у HF користи се HF-отпоран распршивач од тефлона. Употребом ултразвучног распршивача могуће је повећати границе детекције елемената од 5-50 пута у поређењу са стандардним распршивањем (Велимировић, 2013).

Улога комора за распршивање је двострука. Једна је да раздвајају велике капи које формира распршивач од мањих. Највеће капи се уклањају, док се најмање путем протока гаса кроз распршивач доводе до плазме. Друга улога комора за распршивање је да делују као амортизер шума који долази од узорка. Оне се, као и распршивачи, израђују од кварцног стакла или тефлона у зависности од врсте растварача. За испарљиве органске растваче користе се водом хлађене кварцне распршивачке коморе, а за узорке растворене у HF тефлонски распршивачи. За елиминисање могућности зачепљења распршивача постоје различити додаци: овлаживач аргона, AeroSalt распршивач и распршивач са В-урезом (Hill, 2008).

2.9.2. Типови ICP-OES спектромеатара

За спектрално раздвајање емитованог зрачења у ICP-OES инструментима користе се оптички системи засновани на дифракционим решеткама. Савремени ICP-OES инструменти најчешће користе полихроматоре са ешелетном дифракционом решетком, у комбинацији са додатним дисперзионим елементом и полупроводничким детекторима, као што су CCD или CID детектори. Оваква конфигурација омогућава добијање дводимензионалног спектра високе резолуције и истовремено регистровање великог броја емисионих линија.

2.9.3. Предности ICP-OES технике

ICP-OES техника има више предности:

- Анализира се више елемената: за мање од два минута може да се одреди 20-60 елемената у проби, зависно од типа апарата;
- Динамичка област је широка: као последица малог ефекта самоапсорпције у посматраној зони плазме, аналитичка крива је линеарна у интервалу концентрација

од неколико редова величине, што омогућава одређивање елемената како у ниским концентрацијама (испод 1 μg/ml), тако и у високим, што је и услов за извођење вишелелементне анализе;

- Узорак је у облику раствора: превођење аналита у раствор знатно упрошћава анализу, посебно хетерогеног материјала, растварањем, уз евентуално претходно топљење, разарање и слично;
- За анализу је потребна мала количина раствора - што подразумева и малу количину узорка;
- Релативно дуго време боравка честица у плазми: задржавање честица у плазми неколико милисекунди и њена инертна атмосфера доприносе ефикасности атомизације и побуђивања, а тиме и осетљивости одређивања (Велимировић, 2013).

2.9.3.1. Сметње у ICP-OES техници

Најзначајније сметње у ICP-OES техници су спектралне сметње. Оне могу настати услед потпуног или делимичног преклапања емисионе линије аналита са емисионом линијом другог елемента, присуства суседних интензивних спектралних линија, позадинске емисије, расутог зрачења, као и нераздвојених молекулских емисионих трака. Када се утврди, спектрална сметња може да се отклони применом спектрометра веће моћи разлагања, одузимањем претходно одређене величине сигнала-интерферента (пошто су спектралне сметње адитивног карактера) или избором друге емисионе линије аналита (Велимировић, 2013).

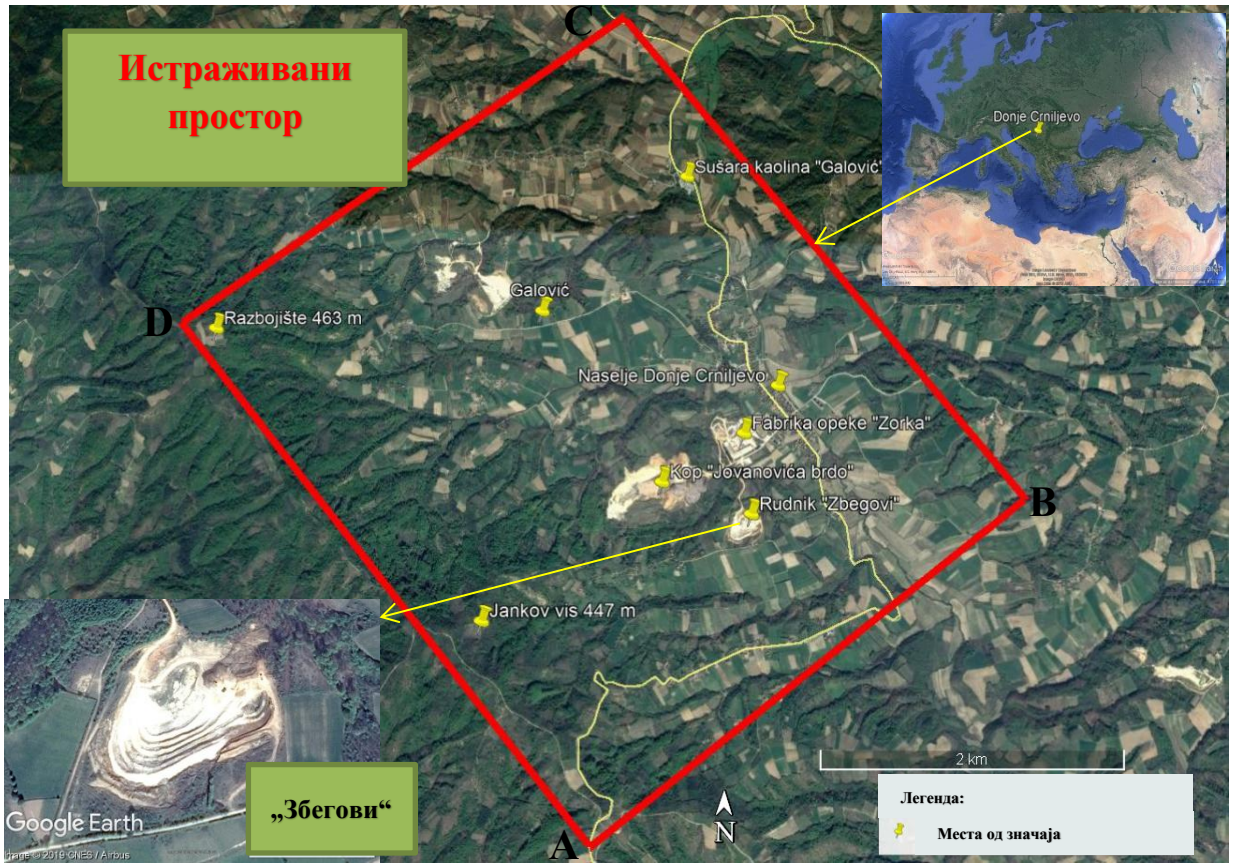
3. МАТЕРИЈАЛИ И МЕТОДЕ РАДА

3.1. Истраживани простор

3.1.1. Географски положај истраживаног простора

Као истраживани простор узето је село Доње Црниљево и село Галовић, односно непосредно окружење лежишта глиновитог материјала „Збегови“ Доње Црниљево тежишно, као и лежишта Јовановића брдо и Галовић. Оба села се налазе у општини Коцељева (Слика 3.1), у Србији. Општина Коцељева окружена је колубарским басеном на истоку, Мачвом и Поцерином на западу, Сремом на северу, планинским побрђем Влашића и ваљевске Подгорине на југу. Лоцирана је у јужном делу Посавотамнаве која, за разлику од других географских целина, није јасно географски дефинисана. У просторно-географском смислу, општина Коцељева припада умереном појасу између 44 и 45 степени северне географске ширине, и између 19 и 20 степени источне географске дужине. Захвата површину од 257 km^2, на којој живи 15.635 становника у 17 насеља: Баталаге, Зукве, Свилеува, Брдарица, Драгиње, Мали Бошњак, Коцељева, Дружетић, Бресница, Суботица, Љутице, Шабачка Каменица, Голочело, Ћуковине, Градојевић, Галовић и Доње Црниљево. Највећи број становника општине Коцељева живи на сеоском подручју, изузимајући варошицу Коцељева. Граничне општине су јој: Шабац на северу, Владимирци на североистоку, Уб на истоку, Ваљево на југу, Осечина на југозападу и Крупањ на западу. Налази се на магистралном путу М21 који спаја источну Европу и јужни Јадран. Удаљена је 31 км. од Ваљева и 37 км. од Шапца. Административни, привредни и културни центар општине Коцељева јесте варошица Коцељева на обалама река Тамнаве и Раснице, на просечној надморској висини од 200 метара (www.koceljeva.gov.rs, 2020). Истраживани простор је у облику правоугаоника, површине око 12 km^2. Дужим страницама орјентисан је југоисток-северозапад, оивичен са четири тачке (Слика 8):

- A: 44°26ˈ16.66ˈˈс.г.ш. и 19°37ˈ29.59 и.г.д. (крајња јужна);
- B: 44°27ˈ19.40ˈˈс.г.ш. и 19°38ˈ58.72 и.г.д. (крајња источна);
- C: 44°29ˈ27.08ˈˈс.г.ш. и 19°36ˈ57.33 и.г.д. (крајња северна) и
- D: 44°28ˈ05.06ˈˈс.г.ш. и 19°38ˈ58.72 и.г.д. (крајња западна)



Слика 3.1 Географски положај истраживаног простора

На истраживаном простору налази се (Слика 3.1 и 3.2): насеље Доње Црниљево (са основном школом, домом здравља, дечијим игралиштем, месном заједницом и црквом), река Тамнава, пут М141, фабрика опеке „Зорка“, сушара каолина Галовић. као и два истакнута врха Влашића (Јанков вис и Разбојиште).

Подручје има умерено континенталну климу. Просечна годишња температура ваздуха износи 11,2 °C. Апсолутни максимум дневне темпертуре износи од +35 °C до +40, 5 °C, а апсолутни минимум од -29,2 °C забележен је 24. јануара 1963. године. Просечна годишња количина падавина износи 720 mm^3 (www.koceljeva.gov.rs, 2020). Просечна годишња влажност износи 76%, са 1708 сунчаних сати годишње и средњом годишњом облачношћу од 5,3 десетине, што веома повољно утиче на богатство флоре и фауне, (без ендемских врста). Скоро читаво подручје општине припада сливу реке Колубаре, преко њене највеће притоке Тамнаве (www.koceljeva.gov.rs, 2020).



Слика 3.2 Насеље Доње Црниљево (Илић, 2009)

3.1.2. Геоморфологија лежишта „Збегови“ Доње Црниљево

Средином прошлог века, на подручју западног тамнавског терцијарног басена (западна Србија), откривен је и утврђен већи број лежишта керамичких глина у економски интересантним количинама (Radosavljević et al., 2014). Истражена лежишта пластичних керамичких глина су мала и већина се налази на ширем подручју села Доње Црниљево. Ове глине чине, за сада, целокупну сировинску базу квалитетних пластичних керамичких глина, светле боје печења, у Србији.

Глине се појављују на дубини од 2–35 m (Radosavljević et al., 2014). Продуктивна миоценска серија завршава се различитим песковима, шљунковима и конгломератима. Глине овог басена немају одређено стратиграфско место, већ се јављују у различитим нивоима миоплиоценске серије, са честим поступним прелазима од масних глина ка глиновитим песковима до кварцних пескова. Сочивасто појављивање глина у различитим

нивоима миоценске серије може се објаснити честим осцилацијама миоплиоценских вода, издизањем и продубљивањем дна басена, односно таложењем седимената.

Производња сиво-беле керамичке глине је око 100.000 тона годишње, као и укупне резерве се процењују на преко 50 милиона тона.

На основу минеролошких, физичких, хемијских и технолошких испитивања квалитета композита ровних керамичких глина са активних лежишта у Доњем Црниљеву (Radosavljević et al., 2014): Јовановића Брдо, Беле Воде и Збегови (Слика 3.3) издвојена су четири комерцијална типа глина:

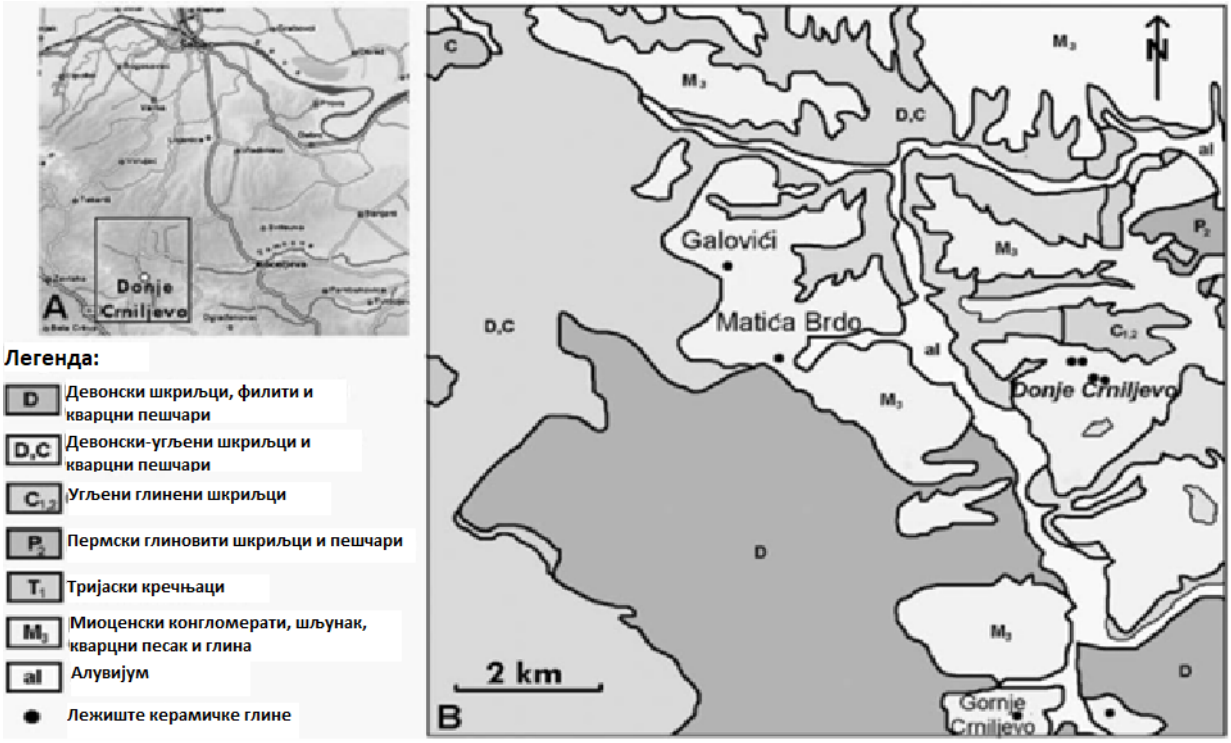
а) црвено-жуте песковито-шљунковите (опекарске глине);

б) сивобеле слабо песковите (керамичке и делом ватросталне глине);

ц) тамне угљевите (керамичке глине);

д) прошаране (ламеларне), масне и слабо песковите (високо алуминозне и гвожђевите глине).

Опекарске глине су за интерну употребу, а најважнија је сиво-песковита керамичка глина, која се користила за производње беле фасадне опеке. Сва три типа керамичких глина из тамнавског терцијерног басена могу се употребити за ширу прерађивачку индустрију неметала, те ова лежишта пружају свој пуни допринос за даљи економски развој овог дела ЈИ Европе (Radosavljević et al., 2014).



Слика 3.3 Геолошка мапа тамнавског терцијарног басена (Radosavljević et al., 2014)

Анализом добијених података о минералошком саставу испитиванах керамичких глина лежишта тамнавског басена, може се закључити да су оне међусобно разликују у гранулометријском саставу (различити односи фракције песка, праха и глине) и садрже примесе других минерала (кварц, смектитске глине, минерале гвожђа, органске материје). Испитивање хемијског састава извршено је према методама које су прописане стандардом ЈУС В.В.8.070. Хемијска анализа узоркованог материјала приказана је у табели 3.1 (Radosavljević et al., 2014).

Табела 3.1 Хемијски састав анализираног узорка

Компонента	Остатак жарењем.	SiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	TiO_2	CaO	MgO	Na_2O	K_2O
Садржај %	10,67	61,87	21,63	1,17	1,01	1,05	0,46	0,07	2,05

Занимљиво је да се једно од секундарних лежишта уранове руде, Иверак, налази на релативно малој удаљености од лежишта „Збегови“(Слика 3.4), отприлике 20 km ваздушном линијом северно (Гржетић и Јеленковић, 1995).



Слика 3.4 Лежиште глиновитог материјала „Збегови“ Доње Црниљево (Илић, 2018)

3.2. Методологија узорковања и мерења

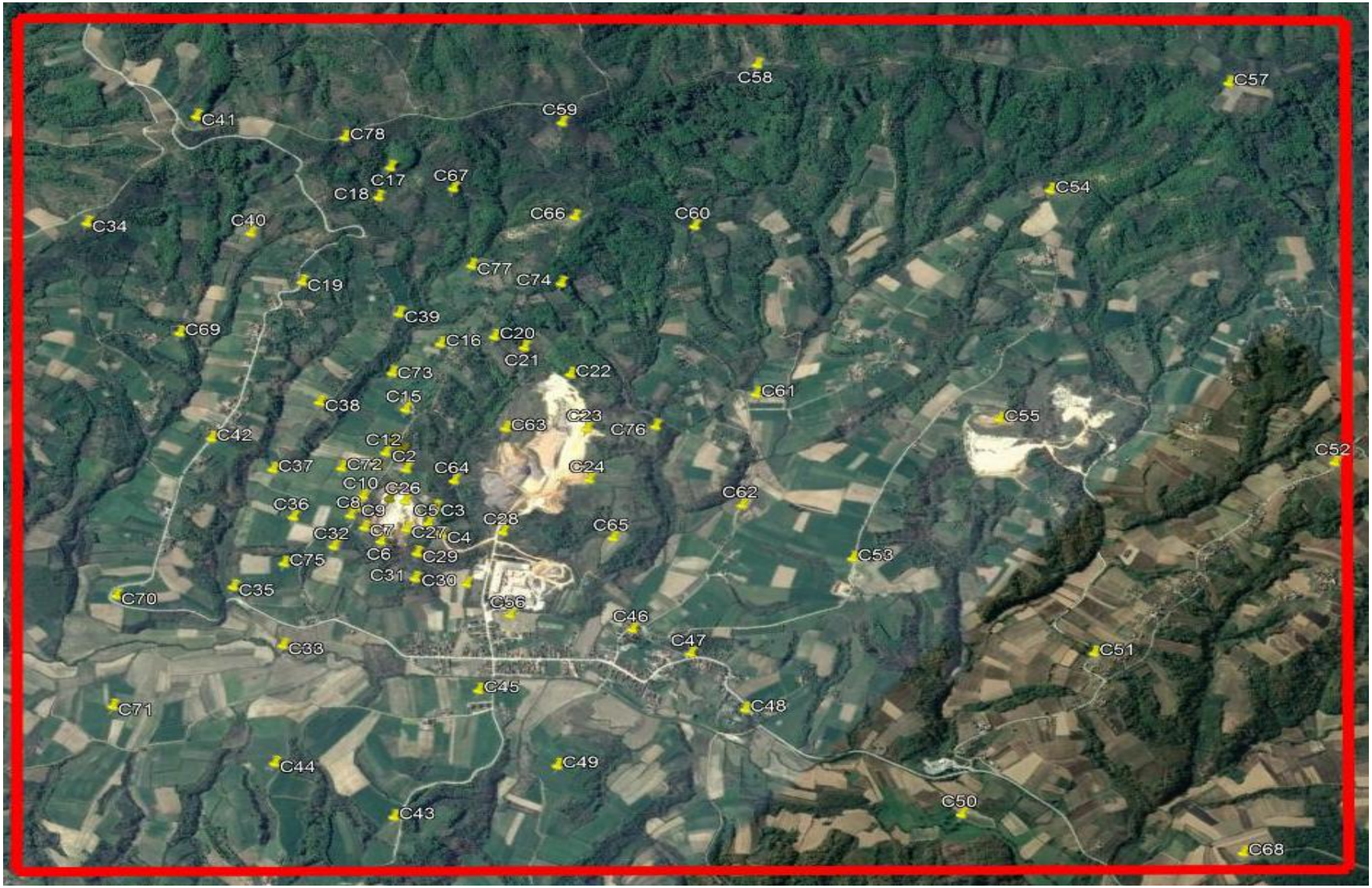
3.2.1. Узорковање

У границама истраживаног простора извршено је прикупљање узорака обрадивог и необрадивог земљишта у периоду од августа 2018. године до краја марта 2019. године. Сакупљени су узорци са укупно 78 локација (Слика 3.6 и Прилог 1). Најзначајније локације са којих су узети узорци су: дечије игралиште (С47), школско двориште (С46), црквени плац (С48), лежиште са депонијом јаловине и непосредном околином лежишта глиновитог материјала “Збегови” (С25, С26 и С27), два највиша врха планине Влашић (С57 и С59), површина у близини пута М141 (С19), непосредна околина фабрике опеке (С28), сушаре каолина у Галовићу (С50), седимент потока који настаје испод самог лежишта (С29) и седимент са обале реке Тамнаве (С33).

Од тога, 46 узорака су са локације где се налази необрадиво земљиште, односно где се претпоставља да није било контаминације хемијским материјама (вештачко ђубриво, пестициди и др). Остала 32 узорка су узета са обрадивог земљишта на којем се гаје пољопривредне културе. Првих 15 узорака земљишта (Слика 3.5) су сакупљена са две дубине: 0-10 cm (дубина А) и 10-20 cm (дубина В) (IAEA, 2004) у непосредној близини површинског копа „Збегови“ (Прилог 1). Остали узорци су узети као као хомогенизовани слој А и В. Маса земљишта по узорку износила је 2,5-3,5 kg.



Слика 3.5 Узорковање земљишта из два слоја на истраживаном простору (Илић, 2018)



Слика 3.6 Локације узимања узорака земљишта на истраживаном простору

3.2.2. Припрема узорака земљишта за одређивање садржаја тешких метала

Узорци земљишта су сушени на температури од 105 °C до константне масе, након чега је извршено уклањање свих механичких нечистоћа, углавном каменчића и делова биљног материјала, а затим су узорци самлевени и хомогенизовани. Након хомогенизације узорци земљишта су просејани кроз сито пречника отвора пора 0,71 mm и упаковани у маринели посуде запремине 1 dm^3, које су херметички затворене помоћу парафилма.

У циљу одређивања концентрација тешких метала, из укупне масе припремљеног узорка узето је око 50 g узорка који је даље хомогенизован и уситњен у керамичком авану. Дигестија земљишног материјала за ICP-OES анализу вршена је по EPA методи 3050B: Acid digestion of sediments, sludges, and soils (www.epa.gov, 2015). Одмерен је 1 g узорка (са тачношћу од 0,0001 g) и пренет у балон, након чега је додато је 10 mL HNO_3 (1:1, *v:v*) и на балон стављен рефлукс-кондензатор. Садржај балона је загреван до 95 ± 5 °C. Рефлуктовано је 10 - 15 минута без кључања. Након хлађења у трајању од 5 минута, додато је 5 ml концентроване HNO_3 директно кроз кондензатор и рефлуктовано је 30 минута на 95 ± 5°C без кључања. После петоминутног хлађења система, додатато је 10 mL свеже припремљеног воденог раствора водоник-пероксида (4 mL воде + 6 mL 30% водоник-пероксида) директно кроз кондензатор и рефлуктовано је 10 минута. Након хлађења система 5 минута, додато је 5 mL концентроване хлороводоничне киселине директно кроз кондензатор и рефлуктовано је 15 минута на 95 ± 5 °C без кључања. Затим је уклоњен кондензатор и садржај балона је упарен до мале запремине (око 30 ml). Раствор је процеђен у нормални суд од 100 ml, а балон испран са око 50 ml дестиловане воде и допуњен је нормални суд водом до црте (Слика 3.7).



Слика 3.7 Припрема узорака за ICP-OES анализу (Илић, 2019)

3.2.3. Припрема узорака за гамаспектрометријску анализу

Пре гамаспектрометријског мерења херметички затворени узорци земљишта у маринели посудама остављени су да одстоје четрдесет дана, да би се успоставила радиоактивна равнотежа (Слика 3.8).



Слика 3.8 Припрема узорака земљишта у геомеханичкој лабораторији (Илић, 2019)

3.3. Експерименталне анализе

3.3.1. Оптичка емисиона спектрометрија са индуктивно спрегнутом плазмом (ICP-OES)

ICP-OES анализа изведена је на спектрометру SPECTRO GENESIS SOP (Слика 3.9), са радијалним посматрањем плазме. Аргон је коришћен као плазмени гас. Инструмент је опремљен радиофреквентним генератором фреквенције 27,12 MHz и излазне снаге 0,7-1,7 kW и оптичким системом који обухвата спектрални опсег од 175 до 777 nm. За увођење узорка коришћени су концентрични небулизатор и стаклена распршивачка комора са пумпом протока 1,5-2,5 ml/min. Плазмени пламеник састоји се од концентричних кварцних цеви различитог пречника које су HF отпорне. Детекција емитованог зрачења вршена је системом линеарних CCD детектора, а управљање инструментом и обрада података помоћу софтвера Smart Analyzer Vision.



Слика 3.9 SPECTRO GENESIS SOP (Илић, 2021)

3.3.1.1. Квантификација, граница детекције и контрола квалитета

Квантификација тешких метала извршена је на основу калибрационих кривих добијених снимањем апсорбанција калибрационих стандарда припремљених са истим киселинама, које су коришћене за дигестију узорака.

Вредности границе детекције (енг. *limit of detection, LOD),* односно границе квантификације (енг. *limit of quantification, LOQ*) за тешке метале одређене су на основу вредности концентрација добијених анализом слепе пробе у пет понављања. *LOD* анализираних елемената представља средњу вредност концентрација којима одговара сигнал слепе пробе увећане за троструку вредност стандардне девијације сигнала слепе пробе, док за *LOQ* средња вредност концентрација којима одговара сигнал слепе пробе увећане за десетороструку вредност стандардне девијације сигнала слепе пробе. Слепа проба је анализирана у циљу провере присуства могућих нечистоћа присутних у коришћеном лабораторијском посуђу и хемикалијама.

Прецизност примењене методе изражена је као релативна стандардна девијација, три до пет поновљених одређивања истог узорка. Контрола квалитета одређивања концентрација тешких метала извршена је анализом сертификованог референтног материјала (SRM 2711 Националног института за стандарде и технологију) и провером поступка рада у међулабораторијским поређењима (SRM 2711, 2017).

3.3.1.2. Коришћени реагенси

Приликом одређивања тешких метала у узорцима земљишта коришћени су следећи реагенси:

- HNO_3, 65%, Технохемија, Србија;
- Multi-Elements Aqueous CRM – Common Elements Mix 2, VHG-SM70B-100, USA (концентрације 100.1±0,5 μg/ml за: Ag, Al, B, Ca, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, Si, Sn, Tl, V и Zn). Матрикс мултиелементног стандарда је 5% HNO_3 са траговима HF;
- Аргон 5,0 (чистоће 99,996%);
- HCl (1:1, *v:v*), Зорка, Шабац;

- Дејонизована вода (μ=0,055 μS/cm). Сво посуђе је прво испрано водом, затим раствором HCl (1:1, *v:v*) и на крају дејонизованом водом. Припремљени узорци су чувани у стакленим посудама.

3.3.2. Гамаспектрометријска анализа

Гамаспектрометријска анализа узорака извршена је коришћењем стандардних метода по стандарду ISO 18598 (ISO, 2005; ISO, 2007; ISO, 2007).

Мерење активности радионуклида у узорцима је вршено коришћењем високорезолуционог полупроводничког HPGe детектора, произвођача „AMATEC-ORTEC“ (Слика 3.10) (ORTEC, 2008).

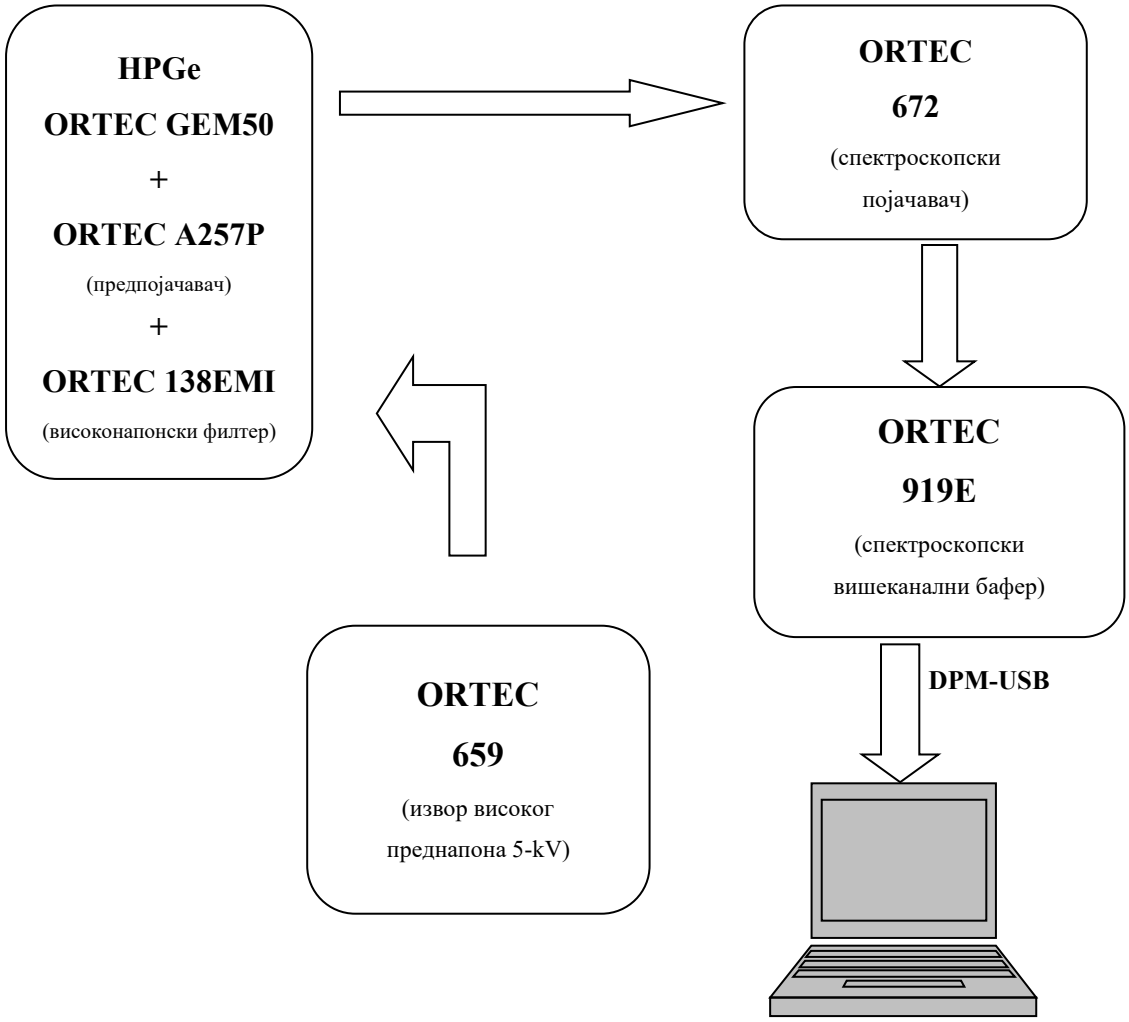


Слика 3.10 Високорезолуциони полупроводнички HPGe детектор „AMATEC-ORTEC“ GEM50 (Илић, 2019)

Детектор је смештен у специјалну нискофонску заштитну комору са оловним зидовима дебљине 12 cm и бакарним унутрашњим слојем дебљине 5 mm. Слој бакра снижава интензитет линије од 46 keV која потиче из оловне заштите, као и интензитет X флуоресцентног зрачења олова. Произвођач гамаспектрометријског система је америчка фирма AMETEK - AMT (ORTEC), 801 South Illinois Avenue, Oak Ridge, TN, U.S.A. Гама спектрометријски систем, чија је блок шема приказана на слици 3.11, чине следеће компоненте (ORTEC, 2008):

- коаксијални германијумски детектор високе чистоће - **ORTEC GEM50** (High-Purity Germanium Coaxial Detector Element GEM 50 - Серијски број: 48-R50437A)
- предпојачавач **ORTEC A257R** (Preamplifier - Серијски број: 8028840)

- филтер високог напона **ORTEC 138EMI** (High Voltage Filter - Серијски број: 7353637)
- извор високог преднапона 5-kV **ORTEC 659** (5-kV Detector Bias Supply 659 - Серијски број: 08046295)
- извор напајања за NIM електронске модуле **ORTEC 4002D** (Power Supply - Серијски број: 08043861)
- кућиште за NIM електронске модуле **ORTEC 4001S** (*NIM Bin* - Серијски број: 8050727)
- спектроскопски појачавач - **ORTEC 672** (*Spectroscopy Amplifier 672* - Serijski broj: 08042544)
- спектроскопски вишеканални бафер - **ORTEC 919E** (*Spectrum Master Multichannel Buffer 919E* - Серијски број: 07356997)
- USB конвертор **ORTEC DPM-USB** (*Dual-Port Memory to USB Interface Cable*)
- систем за претакање течног азота у детекторски дјуар суд.



Слика 3.11 Блок шема гамаспектрометријског система „AMATEC-ORTEC“ GEM50

Најважнију компоненту система чини коаксијални германијумски детектор високе чистоће. Германијумски кристал високе чистоће (High Purity Gemranium - HPGe) је смештен у евакуисани вертикални криостат, у коме се трајно одржава вакуум да би се површина кристала заштитила од нечистоћа које би се могле кондензовати на површини и тако изазвати површинксе струје тј. шумове. С обзиром да нема приклаодног флуида који би одржао оптималне температурне услове за рад германијумског кристала, који су испод 150 К, користи се хлађење течним азотом чиме се постиже радна температура од око 77 К. HPGe детектор се мора хладити бар два сата пре него што се постави на радни напон. Неке основне карактеристике германијумског детектора су дате у табели 3.2.

Табела 3.2 Карактеристике германијумског детектора „AMATEC-ORTEC“ GEM50

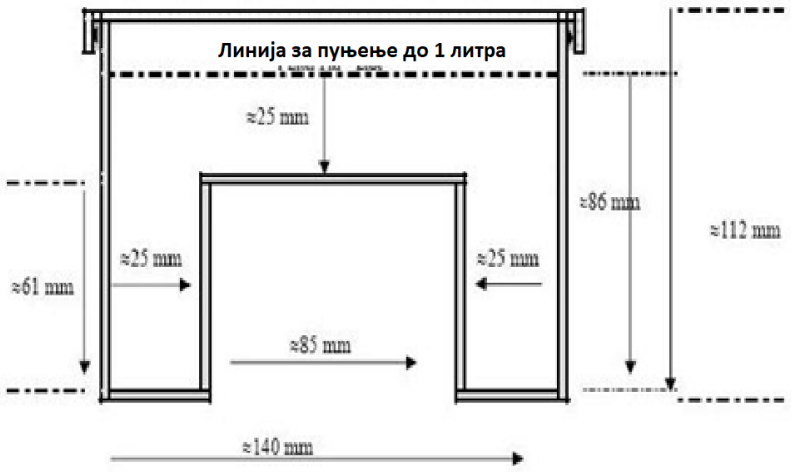
Модел детектора	ORTEC GEM50
Конфигурација криостата	SV-GEM
Модел дјуаровог суда	DWR-30
Димензије кристала	пречник 69,7mm; дужина 58,9mm
Апсорбујући слојеви	Алуминијум - 1,50 mm Неактивни германијум - 700 μm
Препоручени радни напон	+ 3700 V
Резолуција (FWHM) на 1,33 MeV, ^{60}Co	1,78 keV
Однос пик – Комптон	76:1
Релативна ефикасност на 1,33 MeV, ^{60}Co	59,2%
Облик пика (FWTM/FWHM), ^{60}Co	1,90
Резолуција (FWHM) на 122 keV, ^{57}Co	0,76 keV

3.3.2.1. Калибрација гамаспектрометријског система „AMATEC-ORTEC“ GEM50

За квалитативну и квантитативну анализу спектара гама зрачења пре првог мерења извршена је енергетска калибрација гама спектрометра и калибрација по ефикасности. Калибрација гамаспектрометријског система је редовно вршена. Приликом мерења калибрационог извора одабрани су параметри аквизиције који ће бити коришћени и у

мерењима при одређивању садржаја радионуклида у узорцима непознате активности. Мерење је вршено у маринели геометрији од 1000 ml.

Геометрија маринелијевог пехара представља оптималну расподелу за веће количине материјала. У зависности од детектора и количине материјала која стоји на располагању, мењају се и оптималне димензије и облик пехара. Димензије упуштене шупљине треба да одговарају кућишту детектора, а дубина шупљине не треба значајно да превазилази дужину детектора. Пречник шупљине коришћених маринели пехара износи Ø85 mm, а пречник капе криостата детектора износи Ø83 mm. Шематски приказ маринели пехара са димензијама је приказан на слици 3.12. Горњи и бочни слој радиоактивног материјала треба да су приближно исте дебљине да би се минимализовала самоапсорпција и средња удаљеност запремине извора од детектора.



Слика 3.12 Шематски приказ Маринелијевог пехара

Детектор је конфигурисан за мерење одабиром конверзија појачања 16384, чиме је и скала енергије подељена на 16384 канала. На спектроскопском претпојачивачу ORTEC 672 одабрано је аутоматско подешавање POLE ZERO и аутоматска брзина обнављања временске линије (BLR rate). Одабрано појачање је 30 (преклопник за грубо појачање COARSE GAIN - 50 и потенциометар за фино појачање FINE GAIN - 0,6) и време обликовања појачавача (временска константа појачања – SHAPING TIME) 6 μs. Појачање је одабрано тако да карактеристичан врх тоталне апсорпције за енергију 1332,50 keV ^{60}Co буде приближно око 7200-ог канала: На тај начин се добија опсег мерења приближно до 3000 keV. Одабрано је Гаусово обликовање импулса на униполарном улазу (прекидач UNI SHAPING) и нормалан позитиван поларитет улаза (преклопник INPUT) (ORTEC, 2002; ORTEC, 2002; ORTEC, 2002).

Германијумски детектор је смештен у оловно кућиште које је посебно израђено за ову намену.

Као калибрациони извор коришћен је микс стандард типа MBSS 2 у маринели геометрији од 1000ml Инспектората за јонизујуће зрачење Чешког метролошког института (*Inspectorate for ionizing radiation Czech metrological institute*) - број сертификата: Cert.No: 9031-OL-159/08. Калибрација детектора је извршена помоћу радиоактивног стандарда у маринели посуди од 1000 ml, типа MBSS, *Inspectorate for ionizing radiation Czech metrological institute*, чији је матрикс силиконска смола у којој се налазе радионуклиди: ^{241}Am, ^{109}Cd, ^{59}Co, ^{139}Ce, ^{133}Ba, ^{113}Sn, ^{85}Sr, ^{137}Cs, ^{88}Y, ^{54}Mn и ^{60}Co. Анализе спектра урађене су на основу присутних гама линија уз коришћење софтверског пакета Gamma Vision (ORTEC, 2002).

Време мерења је матрикса износило 250000 s. За потребе калибрације у програмском пакету Gamma Vision 32 ver. 6.01 је направљена библиотека Mixed Gamma ORTEC.Lib у којој се налазе радионулиди из поменутог калибрационог извора. Избачене су гама линије са веома малим енергијама и енергије за поједине радионуклиде са недовољним приносом.

3.3.2.2. Енергетска калибрација

Основни циљ енергетске калибрације је да се добије однос између позиције врхова у спектру и одговарајућих енергија гама зрака. Енергетском калибрацијом одређује се калибрациона права која „преводи“ канале у јединице енергије (keV). Енергетска калибрација се изводи мерењем спектра извора који емитује гама зраке са прецизно познатим енергијама и повезивањем измерене позиције врхова са одговарајућим енергијама. Пожељно је да калибрациони извори садржи неколико радионуклида, са једном или више енергија гама зрака. Потребно је осигурати да енергије гама зрака радионуклида који се налазе у калибрационом извору прекривају цео интервал у коме се користи спектрометар.

Функција калибрације по енергији рачуна два скупа парамертара: енергија - број канала, и облик пика или FWHM (*full width at half maximum* тј. ширина линије на половини максимума) - енергија. Улазне величине су спектар или низови спектара са изолованим врховима распоређени у опсегу енергија од интереса, библиотека или табела пикова.

Формула за енергију у функцији броја канала је (ORTEC, 2002)

$$E = a_1 + a_2C + a_3C^2 \quad (4)$$

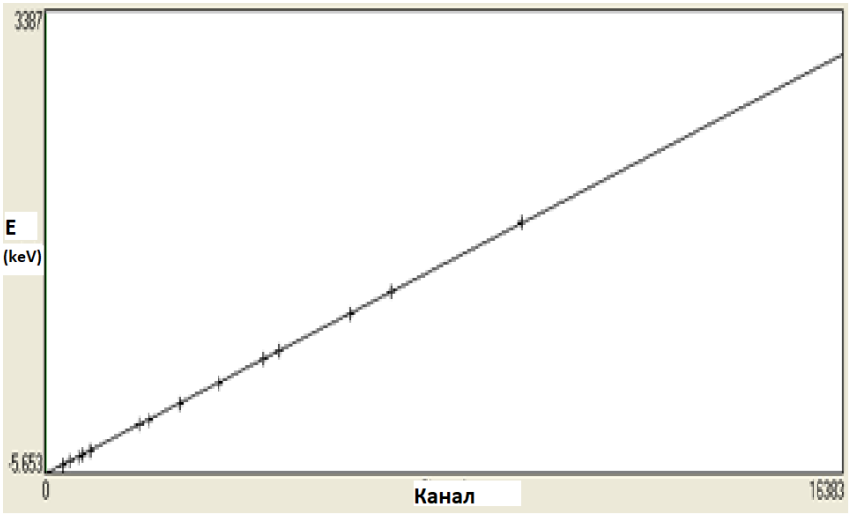
где је

E - енергија [keV],

a_1, a_2, a_3 - коефицијенти и

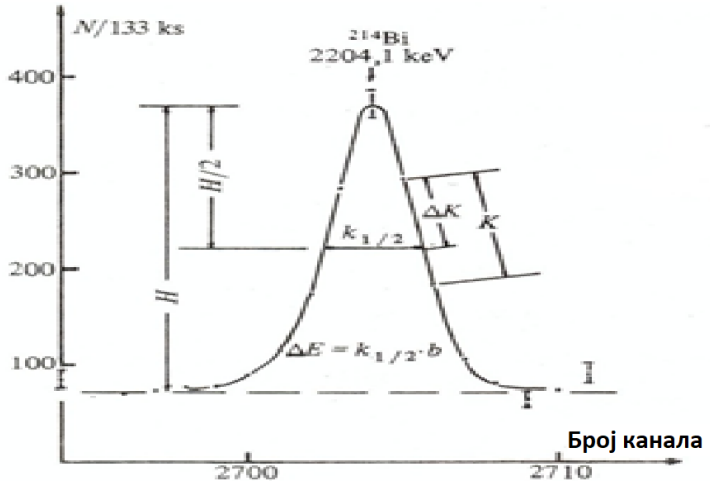
C - број канала.

Функција зависности енергије од броја канала, тј. калибрациона права која „преводи“ канале у јединице енергије дата је на слици 3.13 (ORTEC, 2002).



Слика 3.13 Калибрациони график зависности броја канала од енергије

Поред односа између броја канала и одговарајућих енергија, битна карактеристика сваког детектора која се одређује је резолуција или моћ раздвајања. Резолуција служи и за упоређивање перформанси спектрометара и представља једну од њихових најбитнијих карактеристика. Мера за резолуцију је ширина линије на половини максимума изражена у јединицама енергије (FWHM - *full width at half maximum*). Спектрална линија на којој је демонстрирано одређивање резолуције дата је на слици 3.14 (Бек-Узаров и други, 1985).



Слика 3.14 Спектрална линија на којој је приказано одређивање резолуције

Основно ограничење за резолуцију представља варијација средње енергије потребне за формирање пара електрон – шупљина, која у просеку износи око 2,98 eV; за формирање пара у гасу потребно је просечно око 30 eV (Аничин и други, 1981).

У ефикасној запремини детектора гама и неутронско зрачење расејавају електроне, ови своју енергију троше на стварању парова електрон – шупљина, или је троше на ексцитације побуђујући кристалну решетку детектора (углавном у видљивој области). Ова два ефекта су конкурентна и статистички повезана. Мерило успешности резолуције је број произведених парова електрон – шупљина у ефикасној запремини детектора, јер учествују у формирању информације о детекцији.

Резолуција германијумских спектрометара одређује се по договору за линију тј. врх тоталне апсорпције ^{60}Co на енергији од 1332,50 keV. Резолуција је функција енергије, па је добро да се за подручје енергија у којем се мери одреди како FWHM зависи од енергије.

Формула за FWHM у функцији енергије је (ORTEC, 2002):

$$F = b_1 + b_2 C + b_3 C^2 \qquad (5)$$

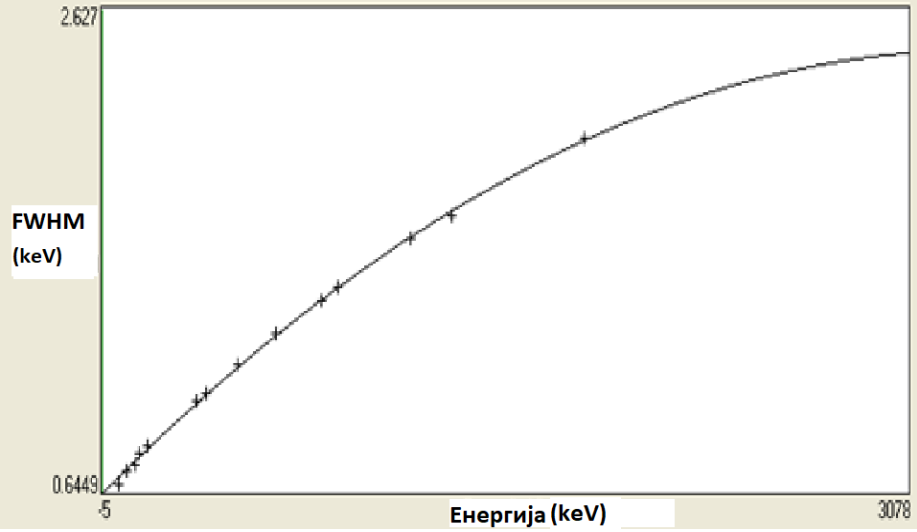
где је

F - FWHM [keV],

b_1, b_2, b_3 - коефицијенти и

C - број канала.

Калибрациона права која приказује зависност FWHM од енергије дата је на слици 3.15. Резултати енергетске калибрације су дати у табели 3.3.



Слика 3.15 Калибрациони график зависности FWHM од енергије

Коефицијенти добијени након калибрације по енергији су:

a_1 = - 5.6529; b_1 = 3.4228;

a_2 = 0.188412; b_2 = 0.001079;

a_3 = - 8.13283×10^{-9}; b_3 = - 3.01684×10^{-9};

На основу овога калибрационе једначине у коначном облику се изражавају као

$$E = - 5.6529 - 0.188412C - 8.13283\times10^{-9}C^2 \quad (6)$$

$$F = 3.4228 + 0.001079C - 3.01684\times10^{-9}C^2 \quad (7)$$

Због зависности FWHM од енергије сматра се да германијумски спектрометар има врхунску резолуцију ако за 1332,50 keV има FWHM мању од 1,7 keV, а за линију 57Co на енергији 122,07 keV FWHM мању od 0,7 keV. У нашем случају, као што је приказано у табели 3.8, добијена резолуција је 1,78 keV za 1332,50 keV, а за 122,07 keV 0,78 keV. Обзиром на релативну ефикасност детектора која износи више од 50%, добијена резолуција се може сматрати као веома добра.

Табела 3.3 Преглед вредности калибрације по енергији (Energy/FWHM)

Канал	**Енергија [keV]**	**Фит [keV]**	**Делта**	**FWHM**	**Фит**	**Делта**
345.75	59.54	59.49	0.08%	0.69	0.71	-3.87%
497.09	88.04	88.00	0.04%	0.74	0.74	-0.87%
677.82	122.07	122.05	0.01%	0.76	0.78	-2.01%
754.37	136.43	136.48	-0.03%	0.81	0.80	2.20%
910.39	165.85	165.87	-0.01%	0.84	0.83	1.81%
1919.75	355.86	356.02	-0.05%	1.02	1.01	1.05%
2109.01	391.71	391.68	0.01%	1.05	1.05	0.64%
2758.16	513.99	513.96	0.01%	1.18	1.16	1.27%
3541.93	661.66	661.59	0.01%	1.30	1.29	0.30%
4461.65	834.81	834.81	-0.00%	1.43	1.44	-0.48%
4797.27	898.02	898.03	-0.00%	1.49	1.49	0.11%
6258.67	1173.24	1173.24	-0.00%	1.68	1.69	-0.56%
7104.46	1332.50	1332.50	-0.00%	1.78	1.80	-1.02%
9778.78	1836.01	1836.01	-0.00%	2.10	2.09	0.57%

3.3.2.3. Калибрација ефикасности детектора

Ефикасност се може дефинисати као карактеристика детектора да измери што тачније специфичну активност узорка. У гамаспектрометрији уобичајени су следећи појмови везани за ефикасност (Сливка и други, 2000):

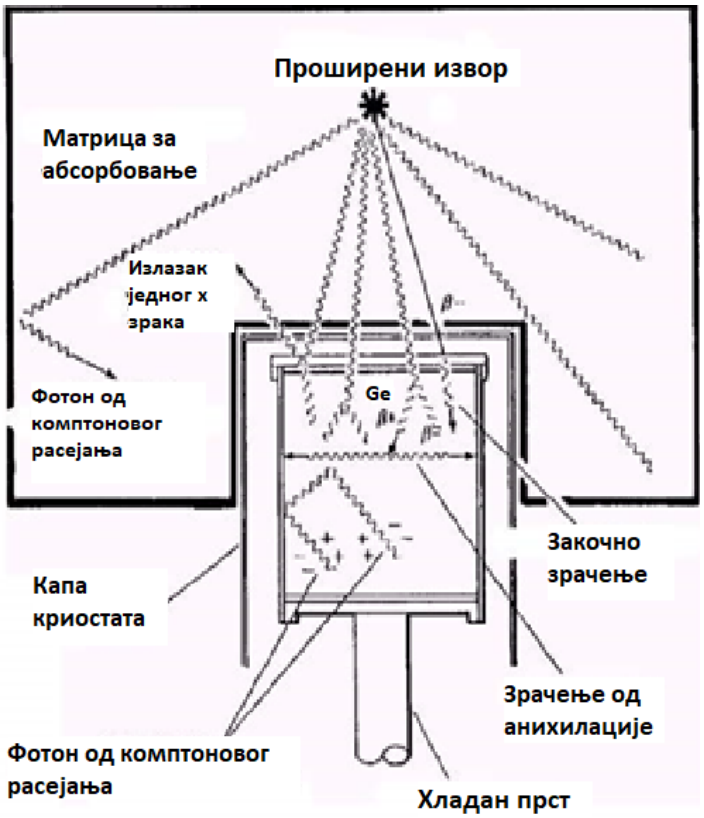
Релативна ефикасност је номинална перформанса детектора која представља однос ефикасности детекције гама зрака од 1332,50 keV из ^{60}Co према ефикасности стандардног сцинтилационог детектора са кристалом NaI(Tl) пречника 7,62 cm и висине 7,62 cm (3" x 3").

Апсолутна ефикасност врха тоталне апсорпције је однос површине врха тоталне апсорпције у мереном спектру према броју гама зрака емитованих из извора. Из ње се одређује активност радионуклида у извору, а она, поред осталог, зависи и од геометријске поставке извор-детектор;

Апсолутна тотална ефикасност је однос бројања на ма ком месту у спектру према броју гама зрака емитованих из извора. Овде се узима у обзир врх тоталне апсорпције и све некомплетне апсорпције представљене комптонским континумом.

Ефикасност HPGe детектора зависи од енергије гама зрака и потпуна калибрација детекторског система захтева одређивање ефикасности у функцији енергије. Ефикасност која је одређивана у овом случају представља релацију између броја гама зрака емитованих из извора и броја гама зрака сакупљених у врху тоталне апсорпције.

Ефикасност HPGe детектора укључује ефекте самог детектора, геометрије извора и детектора, материјала који окружују детектор и апсорпције у материјалу извора или матрици (Слика 3.16) (ORTEC, 2002).

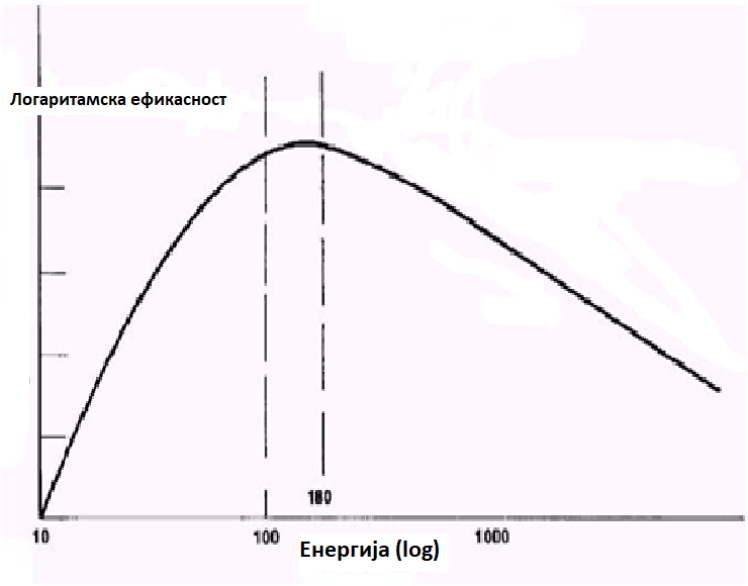


Слика 3.16 Ефекти који утичу на ефикасност HPGe детектора

Уопштено, није добро користити калибрацију за једну геометрију детектор - извор за друге геометрије. Због овога, потребно је начинити различите фајлове за калибрацију за све различите геометрије да би се компензовале разлике геометрија. Препоручује се да се називи фајлова дају тако да асоцирају на геометрију која се користи при мерењу.

С обзиром да је ефикасност дефинисана у функцији енергије, калибрација се мора прво извршити по енергији. Рекалибрација по енергији може да се понови (да се урачунају

промене појачања) без потребе да се понови калибрација по ефикасности. HPGe детектор r-типа (серија GEM код произвођача ORTEC), као што је случај на детектору на ком су вршена мерења, има највећу ефикасност на око 150 keV. За детекторе изнад 50% релативне ефикасности ове вредности су нешто веће. У сваком случају, ови максимуми или вредности на месту колена зависе од индивидуалног детектора. За r-тип детектора, ефикасност се смањује када се енергија смањује од колена (Слика 3.17) (ORTEC, 2002).



Слика 3.17 Ефикасност HPGe детектора p-типа у функцији енергије

Калибрација ефикасности је јако важна за тачност резултата активности у извештају о извршеном мерењу. Препоручује се коришћење само калибрисаних извора који могу да се прате са познатим стандардом. Време између калибрације радионуклида извора који представља извор од стране произвођача и времена када је спектар сакупљан је значајно, јер одређује потребну корекцију распада за израчунавање јачине извора.

Извор који је коришћен за калибрацију има издвојене врхове у целом опсегу од интереса. У *Gamma Vision* програмском пакету постоји могућност пет различитих врста фитовања који описују релацију између ефикасности и енергије. Одабрано је фитовање полиномом, као најпогоднија за p-тип детектора где фитовање врши по целом подручју са једном функцијом. Фитовање полиномом користи полином са шест чланова за фитовање природног логаритма ефикасности у функцији енергије. За фитовање полиномом потребно је бар пет добро раздвојених пикова. У калибрационом спектру је

уочено 14 добро издвојених пикова на целом подручју енергије од интереса (40 keV do 3000 keV). Формула ефикасности по енергији за фитовање полиномом је (ORTEC, 2002):

$$\varepsilon = e^{\left(\sum_{i=1}^{6} a_i E^{2-i}\right)} \tag{8}$$

где је

ε - ефикасност на енергији E,

a_i - коефицијенти и

E - енергија [MeV]

Резултат израчунавања ефикасности калибрације су један или два низа коефицијената (један изнад, а један испод енергије колена, или само један за полиномијалан фит) и скуп парова енергија - ефикасност. Парови енергија - ефикасност се користе за интерполационо фитовање. Ови парови могу да се користе и за поновно израчунавање ефикасности и за цртање графика ефикасности.

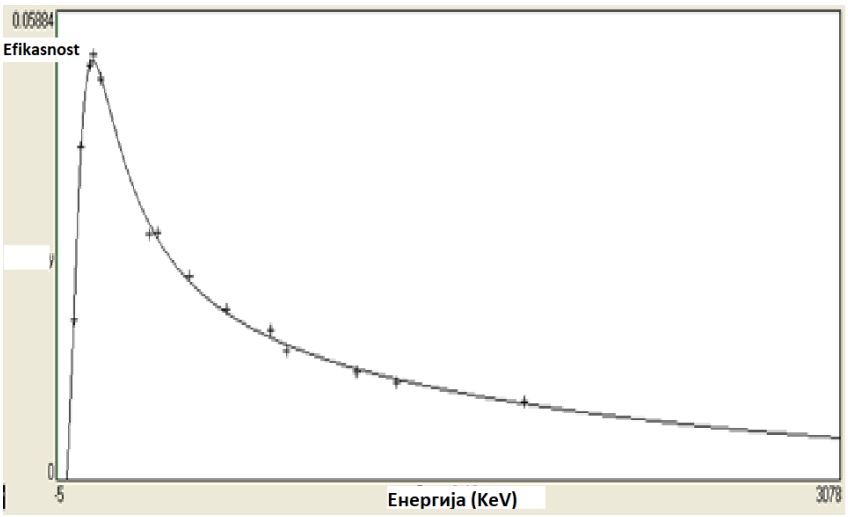
Коефицијенти добијени након калибрације по ефикасности, уз мерну несигурност од 1.6210% су:

a_1 = - 0.422328; a_4 = - 0.033545;

a_2 = - 4.057366; a_5 = 0.000797;

a_3 = 0.364437; a_6 = 0.000797;

Калибрациона права која приказује зависност ефикасности од енергије добивена фитовањем полиномом од шест чланова дата је на слици 3.18. Резултати калибрације на ефикасност су дати у табели 3.4.



Слика 3.18 Калибрациони график зависности ефикасности од енергије

Табела 3.4 Преглед вредности калибрације по ефикасности

Енергија [keV]	**Ефикасност**	**Фит**	**Делта**
59.54	2.0191E-002	2.0187E-002	0.02%
88.04	4.1925E-002	4.2082E-002	-0.37%
122.07	5.2168E-002	5.2297E-002	-0.25%
136.43	5.3493E-002	5.2797E-002	1.30%
165.85	5.0494E-002	5.0841E-002	-0.69%
355.86	3.1035E-002	3.2356E-002	-4.26%
391.71	3.1275E-002	3.0260E-002	3.24%
513.99	2.5801E-002	2.5058E-002	2.88%
661.66	2.1609E-002	2.1070E-002	2.49%
834.81	1.8888E-002	1.7950E-002	4.96%
898.02	1.6321E-002	1.7055E-002	-4.50%
1173.24	1.3729E-002	1.4036E-002	-2.24%
1332.50	1.2410E-002	1.2712E-002	-2.44%
1836.01	9.8652E-003	9.6182E-003	2.50%

За одређивање активности ^{238}U коришћене су гама линије ^{234}Th на 63.3 и 92.3 keV; за ^{226}Ra коришћене су гама линије ^{214}Bi на 609.3 keV и ^{214}Pb на 351.9 keV (ORTEC, 2002). За одређивање активности ^{232}Th коришћене су гама линије ^{228}Ac на 911.2 и 969.1 keV и

линија ^{212}Pb на 238.6 keV. Активност ^{40}K одређена је на основу линије на 1460.8 keV. Активност ^{137}Cs одређена је на основу линије на 661.66 keV (ORTEC, 2002).

3.3.2.4. Контрола квалитета, процена мерне несигумости и минимална детектибилна концентрација активности

Квалитет рада детектора потврђен је у оквиру међулабораторијских испитивања у Србији. У међулабораторијској гамаспектрометријској интеркомпарацији у Србији 2008. године су учествовали стручњаци из 13 гамаспектрометријских лабораторија из Србије, међу којим је била и лабораторија Војнотехничког института где су изрвршена мерења за ово истраживање. (Pantelić et al., 2010)

За интеркомпарацију су обезбеђена 3 узорка:

1. течност,
2. седимент,
3. минерално витамински премикс.

Дистрибуција узорака је обављена у мају 2008. године. Узорак 1 је запакован у цилиндричну посуду пречника 67 mm и запремине 500 ml. Узорци 2 и 3 су запаковани у цилиндричне посуде пречника 85 mm и запремине 250 ml.

У току рада провераван је гама-спектрометар чиме је остварена контрола квалитета гама-спектрометријског мерења, а провераван је број канала и енергетска калибрација свакодневно, ширина пика на половини максимума. У лабораторијским процедурама наведен је опсег вредности контролисаних параметра, као и корективне мере при одступању од задатог интервала.

Несигурност мерења активности радионуклида гамаспектометријском методом одређена је према следећој једначини (Станковић и други, 2018):

$$\sigma_A = \left(\sigma_{st}^2 + \sigma_{sis}^2\right)^{1/2} \quad (9)$$

гдеје:

- σ_{st}- статистичка грешка мерења – случајна грешка укључује несигурности одброја испод врха тоталне апсорпције (U_N).
- σ_{sis} систематска грешка мерења – укључује следеће мерне несигурности:
  - ✓ несигурност активности извора стандардног референтног материјала (u_{Ar})

- ✓ несигурност одређивања ефикасности (u_ε)
- ✓ несигурност вероватноће прелаза ($u_{P\gamma}$)
- ✓ несигурност одређивања мерења времена (u_t)
- ✓ несигурност одређивања масе узорка (u_m)

$$\sigma_{sis} = \left(\left(\frac{u_{Ar}}{A_r}\right)^2 + \left(\frac{u_\varepsilon}{\varepsilon}\right)^2 + \left(\frac{u_{P\gamma}}{P_\gamma}\right)^2 + \left(\frac{u_t}{t}\right)^2 + \left(\frac{u_m}{m}\right)^2 \right)^{1/2} \quad (10)$$

Минимална детектибилна концентрација активности (*MDA*) (Bq kg^{-1}) радионуклида одређена је применом једначине (Вуканац и други, 2009):

$$MDA = 4.66\sqrt{\frac{B}{t_m}}|\varepsilon|p \quad (11)$$

где је 4.66 Студентов фактор, $S_b = \sqrt{\frac{B}{t_m}}$, процењена стандардна грешка брзине бројања на основу брзине бројања фона, B за време мерења t_m, ефикасност детекције ε на датој енергији, а p принос линије на истој енергији.

Минимална детектабилна специфична активност, концентрација, рачуна се по формули MDC=MDA/m (Kirkpatrick et al, 2012).

3.3.3. Методе за одређивање физичко-хемијских карактеристика земљишта

У раду су одређиване следеће карактеристике земљишта: pH вредност, садржај хумуса, количина карбоната ($CaCO_3$) и гранулометријски састав.

За одређивање pH вредности коришћена је електрометријска (потенциометријска) метода. Активна киселост земљишта, pH(H_2O) одређена је у суспензији земљишта са дестилованом водом. Супституциона киселост земљишта, pH(KCl) одређена је у суспензији земљишта са 1 M раствором KCl (Belić i sar., 2014).

Садржај хумуса у узорцима земљишта је одређен је волуметријски помоћу методе Ишчерикова у модификацији Коцмана. (Belić i sar., 2014).

Садржај калцијум-карбоната ($CaCO_3$) испитан је волуметријски помоћу Шајблеровог (Scheibler) калциметра (Belić i sar., 2014).

За одређивање гранулометријског састава земљишта коришћена је комбинована метода, која се практикује за раздвајање фракција ситне земље. Ова метода се често користи у

нашој земљи, а подразумева комбинацију методе просејавања земљишта помоћу сита и пипет методе (Belić i sar., 2014).

3.4. Анализа резултата

3.4.1. Статистичка обрада података

3.4.1.1. Дескриптивна статистичка анализа

Дескриптивна статистичка анализа је коришћена као први корак у анализи података. Обухватила је израчунавање средње вредности, медијане, минималне и максималне вредности, опсега, варијансе, стандардне девијације, мода, као и коефицијената асиметрије (енг. Skewness) и спљоштености (енг. Kurtosis). Подаци су приказани табеларно и графички. Статистичка обрада података извршена је у програмском пакету IBM SPSS Statistics 21.

3.4.1.2. Пирсонов коефецијент корелације

Пирсонов коефицијент корелације (r) коришћен је за процену јачине и смера линеарне повезаности између две континуалне променљиве. Вредности коефицијента крећу се у интервалу од –1 до +1, при чему предзнак одређује смер, а апсолутна вредност коефицијента јачину линеарне повезаности. Вредност r = 0 указује на одсуство линеарне корелације, али не искључује постојање нелинеарне повезаности између променљивих.
За интерпретацију јачине корелације коришћени су следећи критеријуми:
|r| = 0,10–0,29 – слаба,
|r| = 0,30–0,49 – умерена и
|r| ≥ 0,50 – јака корелација.

3.4.1.3. Једносмерна анализа варијансе – ANOVA

За испитивање утицаја дубине узорковања на концентрације активности радионуклида у земљишту у непосредној близини површинског копа „Збегови“ примењена је једнофакторска анализа варијансе (ANOVA). Дубина узорковања представљала је

независну променљиву (фактор), док су концентрације активности појединачних радионуклида представљале зависне променљиве. Статистичка значајност разлика процењивана је на нивоу $p < 0,05$. Статистичка анализа извршена је коришћењем програмског пакета IBM SPSS Statistics 21.

3.4.1.4. Хијерархијска анализа груписања (HCA)

За процену сличности и груписање тешких метала, радионуклида и физичко-хемијских карактеристика земљишта примењена је хијерархијска анализа груписања (енгл. *Hierarchical Cluster Analysis*, HCA). Пре анализе променљиве су стандардизоване превођењем у Z-вредности, према изразу $z = (x - \bar{x})/s$, где је $\bar{x}$ средња вредност, а s стандардна девијација променљиве. Примењен је агломеративни поступак груписања, метода повезивања *between-groups linkage*, док је Пирсонов коефицијент корелације коришћен као мера сличности. Резултати су приказани у облику дендрограма, који приказује хијерархијско груписање променљивих према степену њихове сличности. Анализа је извршена у програмском пакету IBM SPSS Statistics 21.

3.4.2. Просторна дистрибуција тешких метала и радионуклида (ArcGIS)

Анализа просторне расподеле тешких метала и радионуклида извршена је коришћењем ArcGIS програмског пакета за моделовање (www.pro.arcgis.com, 2019). Ординарна кригинг метода одабрана је због својих предности у поређењу са другим интерполационим техникама.

За потребе мапирања просторне расподеле тешких метала и радионуклида на земљишту истраживаног простора, коришћена је метода интерполације инверзног растојања (IDW), софтверског пакета ArcGIS 10.2

3.5. Ризици за живи свет истраживаног простора

3.5.1. Показатељи загађења земљишта тешким металима

За процену ризика од тешких метала на истраживаном простору коришћени су показатељи загађења земљишта тешким металима као што су (Ćujić, 2016): фактор

обогаћивања (EF), гео-акумулациони индекс (I_{geo}), фактор контаминације (CF) и индекс загађења *(PLl).*

3.5.1.1. Фактор обогаћивања (EF)

Фактор обогаћивања земљишта металима (EF) представља кључни индикатор за процену степена антропогеног загађења и идентификацију одступања концентрације метала у датом земљишту у односу на природне вредности. Израчунава се у односу на средње вредности концентрације тешких метала у незагађеном земљишту Европе (Salminem et al., 2005) користећи једначину (Zoller et al., 1974):

$$\mathrm{EF} = \frac{([\mathrm{Me}]/[\mathrm{Fe}])_{\text{узорка}}}{([\mathrm{Me}]/[\mathrm{Fe}])_{\text{позадинска вредност}}} \qquad (12)$$

где је [Me] концентрација испитиваног метала, [Fe] је концентрација гвожђа, индекси „узорка“ и „позадинска вредност“ односе се на дати простор и вредности за Европу. Као референтни елемент за геохемијску нормализацију користи се гвожђе, с обзиром да је његова геохемија слична геохемији многих тешких метала (Daskalakis & O'Connor, 1995). На основу вредности фактора обогаћивања може се говорити о следећим категоријама загађења:

- Изостанак (слабо обогаћење) - *EF* < 2;
- Умерено обогаћење - *EF* = 2- 5;
- Значајно обогаћење - *EF* =5-20,
- Веома високо обогаћење - EF = 20 - 40
- Екстремно високо обогаћење - *EF*> 40 (Sezgin et al., 2004).

Када EF има вредности између 0,5 и 1,5 испитивани метал има природно порекло, уколико је EF већи од 1,5 тада је његово порекло антропогено (Duzgoren-Aydin et al., 2006).

3.5.1.2. Гео-акумулациони индекс (I_{geo})

За процену степена загађења земљишта тешким металима коришћен је гео-акумулациони индекс, који се израчунава по једначини (Müller, 1979):

$$\mathrm{I_{geo}} = \log_2 \frac{[\mathrm{M}]_{\mathrm{zp}}}{\mathrm{k}\,[\mathrm{M}]_{\mathrm{Eur}}} \qquad (13)$$

где је M_{zp} измерена концентрација одређиваног метала у земљишту, а M_{Eur} је природна концентрација метала. Фактор k=1,5 се користи као фактор корекције. Позадинска вредност метала је иста као и она која је коришћена код фактора обогаћивања. Müller је на основу вредности гео-акумулационог индекса, дефинисао седам класа земљишта, у распону од класе 0 (Igeo ≤ 0, незагађено) до класе 6 (Igeo > 5, веома загађено). Вредности гео-акумулационих индекса, за различите класе загађених земљишта, износе (Müller, 1979):

- <0 практично незагађено;
- 0-1 незагађено до умерено загађено;
- 1-2 умерено загађено;
- 2-3 умерено до јако загађено;
- 3-4 јако загађено;
- 4-5 јако до врло јако загађено и
- >5 веома загађено.

Последња класа обухвата све вредности индекса веће од индекса 5. Вредности концентрација метала чији Igeo припада овој класи, су у неким случајевима и до 100 пута веће од концентрације метала у незагађеном земљишту (Müller, 1981; Bhuiyan et al., 2010).

3.5.1.3. Фактор контаминације (CF)

Однос концентрација метала на истраживаном простору и фонске концентрације тог метала изражава се фактором контаминације (CF), а израчунава се преко једначине (Hakanson, 1980):

$$CF = \frac{[M]_{zp}}{[M]_{Eur}} \quad (14)$$

Према општеприхваћеној скали коју је поставио Hakanson, земљишта се на основу вредности фактора контаминације (CF) класификују у следеће четири класе контаминације:

CF < 1- Ниска контаминација (прва класа)

1 ≤ CF < 3 - Умерена контаминација (друга класа)

3 ≤ CF < 6 - Знатно висока / значајна контаминација (трећа класа)

CF >6 - Веома висока контаминација (четврта класа

3.5.1.4. Индекс загађења (PLI)

Индекс загађења *(PLl)* на локацијама узорковања одређен је као n-ти корен производа *n* концентрационих фактора (Bhuiyan et al., 2010):

$$PLI = \{CF_1 \, xCF_2 \, xCF_3 ....xCF_n\}^{1/n} \quad (15)$$

На основу овог емпиријског индекса на једноставан начин може се проценити степен загађења тешким металима. Уколико је *PLI* већи од јединице, сматра се да је дошло до загађења земљишта тешким металима.

3.5.2. Радијациони ризици по становништво истраживаног простора

3.5.2.1. Јачина абсорбоване дозе зрачења

Јачина абсорбована дозе зрачења $\dot{D}$ је најзначајнија величина приликом процене ризика од јонизујућих зрачења за човека. Израчуната је коришћењем фактора конверзије измерених концентрација активности A_U, A_{Th} и A_K (Bq kg^{-1}) редом, у јачину абсорбоване дозе зрачења ^{238}U, ^{232}Th и ^{40}K $(\dot{D})$ (nGy h^{-1}) у ваздуху на 1 m изнад тла, према једначини (Jankovic- Mandic & Dragović, 2010):

$$\dot{D}=0.462A_U+0.604A_{Th}+0.042A_K \quad (16)$$

3.5.2.2. Годишња ефективна доза

Годишња ефективна доза зрачења (E) (μSv) услед спољашњег излагања израчуната је на основу процењене укупне апсорбоване јачине дозе зрачења $\dot{D}$ (nGy/ h) применом фактора конверзије 0,7 $SvGy^{-1}$ (однос годишње ефективне дозе примљене од стране становништва и апсорбоване дозе у ваздуху), времена боравка становништва на отвореном простору 0,2 и броја часова у једној години 8760 (Jankovic- Mandic & Dragović, 2010):

$$E = \dot{D} \times 0{,}7 \times 0{,}2 \times 8760 \qquad (17)$$

3.5.2.3. Додатни ризик од развоја рака током живота

Додатни ризик од развоја рака током живота (Excess Lifetime Cancer Risk - ELCR) израчунат је према једначини (Al-Hamidaw, 2014; Jankovic- Mandic & Dragović, 2010):

$$ELCR = E \times DL \times PC \qquad (18)$$

где су: E годишња ефективна доза (μSv), DL – просечна дужина живота (70 година), а PC – номинални коефицијент вероватноће за ризик од рака коригован према радијационој штетности и који за општу популацију има вредност 0,055 Sv^{-1}. ELCR представља процењену додатну вероватноћу да особа током живота развије рак услед изложености одређеном канцерогену при чему просечан дужину животни век износи 70 година.

3.6.1.4 Индекс спољашњег радијационог ризика

Индекс спољашње радијационе опасности H_{ex} представља корисну смерницу за утврђивање безбедносних стандарда у области заштите становништва од јонизујућег зрачења. Израчунава се применом следеће једначине: (Jankovic- Mandic & Dragović, 2010):

$$H_{ex} = \frac{A_{\mathrm{U}}}{370} + \frac{A_{\mathrm{Th}}}{259} + \frac{A_{\mathrm{K}}}{4810} \qquad (19)$$

где су A_{u}, A_{Th}, A_{K} - концентрације активности (Bq kg^{-1}) ^{238}U, ^{232}Th i ^{40}K, редом. Радијациони ризик услед спољашњег излагања сматра се занемарљивим ако је вредност параметра H_{ex} мања од јединице.

3.5.2.4. K-параметар

За одређивање вертикалне дистрибуције, односно депозиционог ефеката природних радионуклида на испитиваном простору израчунат је К параметар, који представља однос концентрација активности радионуклида X у слоју A (0-10 cm) и B (10-20 cm):

$$\mathrm{K_x} = \frac{\mathrm{X_A}}{\mathrm{X_B}} \qquad (20)$$

Када је К параметар већи од јединице, тада се за испитивани профил може наћи опадајући градијент. За ^{137}Cs овај параметар се не израчунава, с обзиром да је ово антропогени радионуклид и сматра се да се не налази у дубљим слојевима (Charro et al, 2013; Bem et al, 2002).

3.5.3. Радијациони ризици за биљке и животиње које живе на истраживаном простору

3.5.3.1. Процена радијационе изложености и ризика за живи свет применом компјутерског кода RESRAD-BIOTA

Компјутерски код RESRAD-BIOTA је развијен као алат за примену метода скрининга и анализе које се налазе у техничком стандарду DOE "A Graded Approach for Evaluating Radiation Doses to Aquatic and Terrestrial Biota" (DOE, 2002). Коришћење интерфејса овог програма поједностављује унос потребних параметара битних за процесе скрининга и анализе биоте, односно живих организама и екосистемских компонената, које могу бити изложене радијацији у испитиваном подручју. Другим речима, појам биота се односи на биљни и животињски свет у њиховим природним стаништима и екосистему, али не и на људе.

Код RESRAD-BIOTA омогућава постепену процену радијационог оптерећења живих организама, од прелиминарног скрининга до детаљне анализе доза специфичних за одабране рецепторе (DOE, 2004). Измерене концентрације активности (Bq kg^{-1}) ^{238}U, ^{234}Th, ^{40}K, ^{226}Ra и ^{137}Cs у земљишту су улазни подаци за процену доза зрачења и BCG за

копнене референтне организме, биљке и животиње испитиваног простора. За процену радијационог ризика на живи свет је коришћена верзија 1.8 компјутерског кода RESRAD-BIOTA.

Главни прозор корисничког интерфејса програмског пакета RESRAD-BIOTA структуриран је у виду диференцираних функционалних целина, који омогућавају систематичан унос улазних параметара неопходних за спровођење скрининга и анализе. Препоручено је да се подаци о максимално измереним концентрацијама радионуклида користе као улазни подаци за процену првог нивоа (ниво 1) применом кода RESRAD-BIOTA.

Анализе за ово истраживање су вршене на нивоу 2 (скрининг специфичне локације), и при томе су коришћени копнени референтни организми који се налазе у софтверу (копнене биљке и копнене животиње).

4. РЕЗУЛТАТИ И ДИСКУСИЈА

4.1. Концентрације тешких метала у земљишту истраживаног простора

4.1.1. Укупан садржај тешких метала у земљишту истраживаног простора

У Прилогу 3 дате су измерене концентрације тешких метала (Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Fe, Ni, Pb, V и Zn) у узорцима земљишта сакупљених на локацијама 1-78 на дубини до 20 cm (Слика 3.6), а дескриптивна статистика је представљена у табели 4.1.

Табела 4.1 Дескриптвна статистика концентрација тешких метала у mg/kg у земљишту истраживаног простора

Тешки метал	Средња вредност	Станд. девијација	Коеф. асиметрије	Коеф. заобљености	Опсег	Min	Max
Cd	0,53	0,14	0,02	0,62	0,79	0,12	0,90
Co	63,6	33	0,06	-1,1	130	11,1	141,1
Cr	25,4	7,94	0,73	0,09	34,3	12,5	46,8
Cu	29,4	23,2	1,95	3,84	109	6,84	116
Mn	690	288	-0,11	-0,18	1398	8,28	1407
Fe	26016	3812	0,1	-0,24	18668	15677	34344
Ni	21	6,49	1,12	2,39	37,6	6,45	44,1
Pb	32,5	12,4	-0,31	-0,60	58,8	**<LOD***	58,8
V	30,8	9,41	0,36	0,15	45,2	9,87	55
Zn	540	1495	5,96	39,8	11463	43,8	11507

* - Граница детекције (Limit Of Detection)

У геохемијским истраживањима уведен је појам „*background"* концентрације елемента, а дефинише се (Hawkes & Webb, 1962; Caritat et al., 2005; Ćujić, 2016): „Ако је истраживани простор загађен супстанцом из неког локалног извора загађења, тада је *background* концентрација те супстанце она вредност која би се налазила у испитиваном медијуму без присуства загађивача. Те концентрације зависе од локације, али уколико не постоје вредности концентрација за истраживани простор, тада треба користити податке истраживања спроведених за простор који обухвата веће просторне целине" (Porteous, 1969). За истраживани простор у околини лежишта глиновитог материјала нема расположивих података о концентрацијама испитиваних тешких метала пре отварања копа, па су за потребе овог рада коришћене *background* концентрације узете из литературе за колубарски округ (Čakmak et al., 2017). Подаци за европске земље су, такође, преузети из доступне литературе (Salminem et al., 2005) и дате су у табели 4.2.

Табела 4.2 Упоредни приказ *background* концентрација тешких метала за земљиште, максимално дозвољених концентрација (MDK), граничних максималних (GV) и ремедијационих вредности (RV) националних и неких међународних законодавних оквира са добијеним резултатима у mg kg^{-1}

Параметар (mg kg^{-1})	**Cd**	**Co**	**Cr**	**Cu**	**Fe**	**Mn**	**Ni**	**Pb**	**V**	**Zn**	**Литература**
Background концентрације	**0,45***	**7,70****	**60****	**22,24***	**35100 ****	**650****	**54,87***	**30***	**60,40 ****	**69***	*Čakmak et al, 2017 **Salminem, 2005
GV у Р. Србији	**0,80**	**9**	**100**	**36**	/	/	**35**	**85**	**42**	**140**	Уредба, 2019
RV у Р. Србији	**12**	**240**	**380**	**190**	/	/	**210**	**530**	**250**	**720**	Уредба , 2019
MDK у Р. Србији	**3**	/	**100**	**100**	/	/	**50**	**100**		**300**	Правилник, 1994
MDK у Данској	**0,50**	/	**500**	**500**	/	/	**30**	**40**	/	**500**	DEPA, 2002
MDK у Немачкој	**1,50**	/	**100**	**60**	/	/	**70**	**100**	/	**200**	BMU, 2007
MDK у Шведској	**0,50**	/	**80**	**80**	/	/	**40**	**50**	/	**250**	Naturvardsverket, 2009
MDK у Великој Британији	**8**	/	**130**	/	/	/	**50**	**450**	/	/	Louise et al, 2013
Ово истраживање (средња вред.)	**0,53**	**63,60**	**25,40**	**29,4**	**26016**	**690**	**21**	**32,50**	**30,80**	**540**	

У циљу процене степена загађења земљишта истраживаног простора, добијени резултати поређени су са вредностима које су прописане Уредбом о граничним вредностима загађујућих, штетних и опасних материја у земљишту ("Sl. glasnik RS", br. 30/2018 i 64/2019). Према важећој Уредби врши се корекција при израчунавању граничних максималних и ремедијационих вредности за метале (и арсен) у зависности од садржаја глине и органске материје. На истраживаном простору на појединим локацијама узорковања земљишта концентрације тешких метала биле су више од референтних вредности за европска земљишта које се наводе у литератури (Salminem et al, 2005; Čakmak et al, 2017). Ранијим истраживањима, у 2018. и 2019. години, праћен је степен угрожености земљишта од хемијског загађења у урбаним зонама у 18 јединица локалне самоуправе, а најчешће прекорачење граничних вредности забележено је за Zn, Cu, Ni, Co и Cd (Агенција за заштиту животне средине, 2020). Максимално дозвољене концентрације тешких метала у земљишту прописане националним правилником и појединим међународним стандардима такође су дате у табели 4.2.

Ни једна средња вредност измерене концентрације тешких метала у земљишту није изнад ремедијационе вредности прописане Уредбом ("Sl. glasnik RS", br. 30/2018 i 64/2019). Измерене вредности ванадијума су доста испод *background* концентрације за незагађена земљишта Европе. На четири локације (C28, C36, C69 и C72) измерене су повишене вредности цинка, око 20 пута изнад граничне вредности (GV). Иако је вредност прелази граничну вредност прописану важећим прописима Републике Србије, она је у оквиру граничних вредности прописаних у Данској (DEPA, 2002). Повишене концентрације цинка могу се довести у везу са геолошким саставом земљишта на тим локацијама (Слика 2.1), које је настало распадањем глиновитих шкриљаца који су јако богати цинком (Штрбац и други, 2018). Треба напоменути да је измерена средња вредност кобалта прешла граничну вредност, али је знатно испод ремедијационе вредности. Детаљна анализа концентрација сваког тешког метала биће дата у даљем тексту.

Поређењем концентрација анализираних тешких метала са концентрацијама метала које су одређене у земљишту на простору мачванског округа унутар кога се налази истраживани простор (табела 4.3), може се видети да су измерене концентрације доста ниже за кадмијум и никл, више за цинк и бакар, а приближне за олово и хром (Видојевић и други, 2015). Најниже измерене концентрације тешких метала су измерене на самом

површинском копу (лежиште), а нарочито за узорак С25 глиновитог материјала, где су концентрације појединих тешких метала биле испод границе детекције.

Табела 4.3 Преглед средњих концентрација тешких метала у земљишту мачванског округа

Параметар (mg kg^{-1})	**Cd**	**Co**	**Cr**	**Cu**	**Fe**	**Mn**	**Ni**	**Pb**	**V**	**Zn**	**Hg**	**As**	Лит.
Земљиште мачванског округа	**1,57**	/	**< GV**	**23,6**	/		**52,5**	**< GV**	/	**76,3**	**0,01**	**< GV**	**(Видојевић и други, 2015)**
Ово истраживање (сред вред.)	**0,53**	**63,6**	**25,4**	**29,4**	**26016**	**690**	**21**	**32,5**	**30,8**	**540**	/	/	/

4.1.1.1. Кадмијум (Cd)

У земљишту кадмијум, као и остали тешки метали, води порекло од матичног супстрата на коме је земљиште формирано. Међутим, те концентрације су веома ниске, док су повишене концентрације последица антропогених активности. Изузетак су земљишта формирана на шкриљцима која имају значајно повећан укупан садржај кадмијума и без антропогеног уношења. Земљишта настала на вулканским стенама, садрже 0,1–0,3 mg kg^{-1}; на метаморфним 0,1–1,0 mg kg^{-1}, на седиментним стенама 0,3–11 mg kg^{-1} кадмијума. У 1.600 узорака земљишта узетих са репрезентативних локалитета правилно распоређених по целој територији Војводине, а у циљу глобалне процене садржаја тешких метала у земљиштима Војводине просечан садржај кадмијума је био 0,48 mg/kg (Штрбац и други, 2018), што је у складу са добијеним резултатима овог истраживања. У мачванском округу где се налази истраживани простор, ранијим истраживањима су измерене знатно више концентрације кадмијума, средња вредност износила је 1,57 mg kg^{-1} (Видојевић и други, 2015). Већој адсорпцији кадмијума у површинском слоју земљишта доприноси повећан садржај хумуса те су могући случајеви повећања концентрација кадмијума у пољопривредном земљишту. У сировим фосфатима из којих се производе фосфорна ђубрива налазе се високе концентрације кадмијума те отуда фосфорна ђубрива могу бити извори контаминације пољопривредних земљишта кадмијумом (Богдановић, 2002). Такође, стајњак може бити значајан антропогени извор кадмијума у земљишту. Земљишта непосредно поред рудника и топионица, па и на

удаљености до 40 km могу бити контаминирана овим металом.

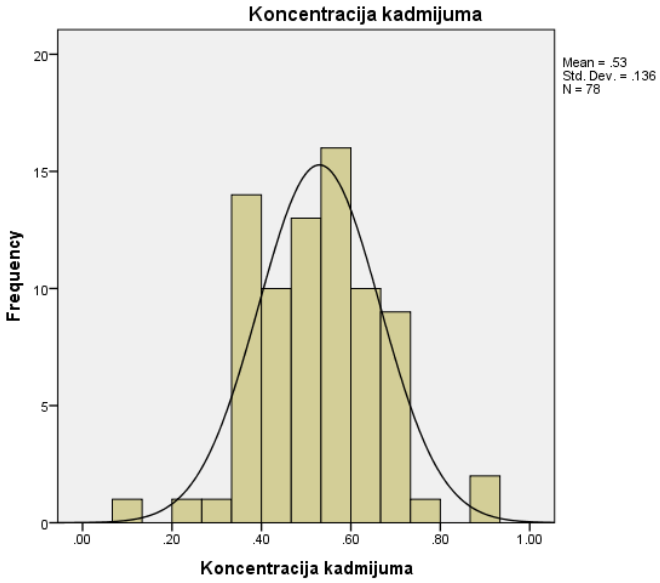
Средња концентрација кадмијума у земљишту износи 0,53 mg kg^{-1}. Најнижа концентрација кадмијума измерена је на самом површинском копу (узорак С25) и износила је 0,12 mg kg^{-1} (Слика 4.1). Највиша концентрација измерена је на локацији С40 (Вучинића мала – Градина) и износила је 0,9 mg kg^{-1}. Земљиште са кога је узет наведени узорак припада обрадивом земљишту и третирано је вештачким и стајским ђубривима. На слици 4.2 је приказан хистограм учесталости појављивања концентрација кадмијума.



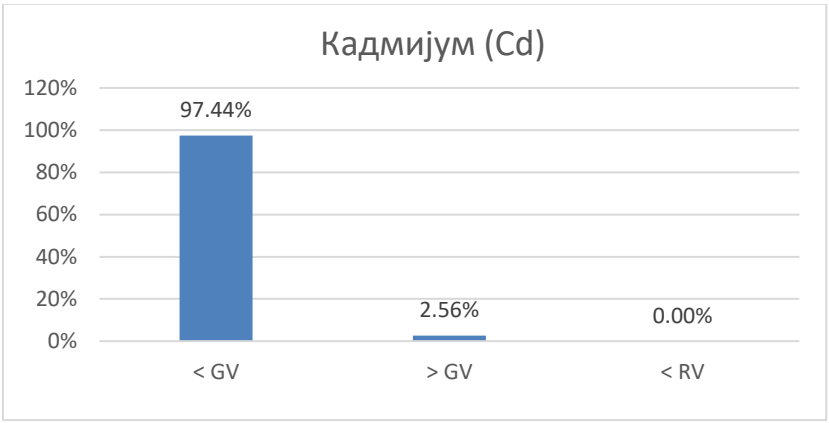
Слика 4.1 Просторна расподела кадмијума у околини лежишта глиновитог материјала "Збегови" Доње Црниљево

Да би се испитала нормалност расподеле измерених концентрација кадмијума, примењен је Шапиро-Вилков тест нормалности расподеле (Wilk et al, 1965) у програмском пакету Statistical Package for the Social Sciences (IBM SPSS) (www.ibm.com, 2014). За нулту хипотезу је узето да је расподела кадмијума на истраживаном простору нормална. Као ниво статистичке значајности усвојено је $p < 0,05$.

За концентрације кадмијума добијена је вредност $p = 0,421$, те нулта хипотеза није одбачена, односно није утврђено статистички значајно одступање расподеле концентрација кадмијума од нормалне расподеле (Слика 4.2), што може указивати да нема израженог антропогеног утицаја. На исти начин је испитана расподела и за остале анализиране тешке метале.



Слика 4.2 Хистограм учесталости појављивања концентрација кадмијума (Cd)

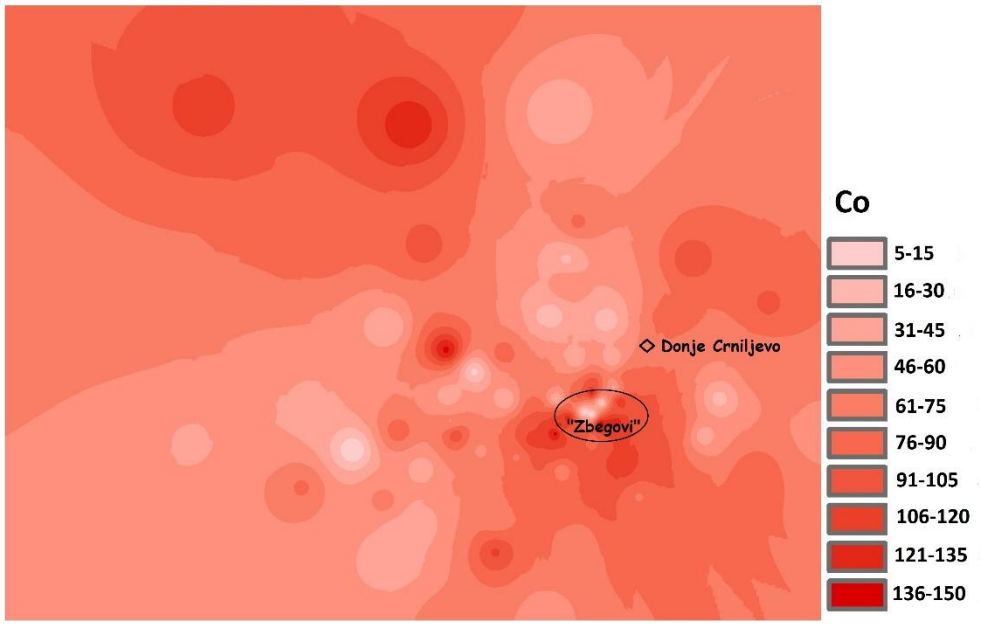


Слика 4.3 Процентуална заступљеност узорака земљишта у којима су концентрације кадмијума ниже од граничних максималних вредности, више од граничних максималних вредности и више од ремедијационих вредности

Концентрације кадмијума премашују граничне вредности у 2,56% испитаних узорка, односно 2 узорка (Слика 4.3). То су узорци број С42 - Томића мала (0,9 mg kg^{-1}) и С68 Мокро поље - Букор (0,87 mg kg^{-1}). Оба узорка су узета са пољопривредног земљишта, где је прво третирано вештачким ђубривом и узорано, а друго је била стрњика покривена стајским ђубривом. У 97,44% испитаних узорака концентрације кадмијума су ниже од граничних вредности, док ремедијационе вредноси нису премашене.

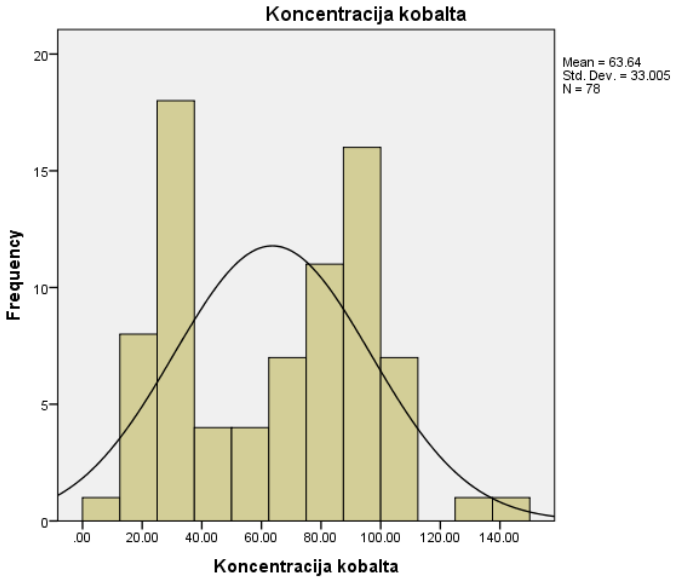
4.1.1.2. Кобалт (Co)

Концентрација кобалта варира у зависности од типа земљишта. У песковитим земљиштима је мања и износи 0,5 − 3 mg kg^{-1}, а већа у глиновитим 20 − 30 mg kg^{-1}. Уобичајени садржај варира од 1 до 40 mg kg^{-1}. У близини антропогених извора кобалта концентрације достижу вредности од неколико стотина mg kg^{-1} (Михаиловић, 2015). MDK у земљишту за кобалт у нашем законодавству не постоје (Sl. glasnik RS", br. 23/94), док су граничне и ремедијационе вредности прописане ("Sl. glasnik RS", br. 30/2018 i 64/2019). Концентрација кобалта у земљишту мачванског округа није позната (Видојевић и други, 2015).



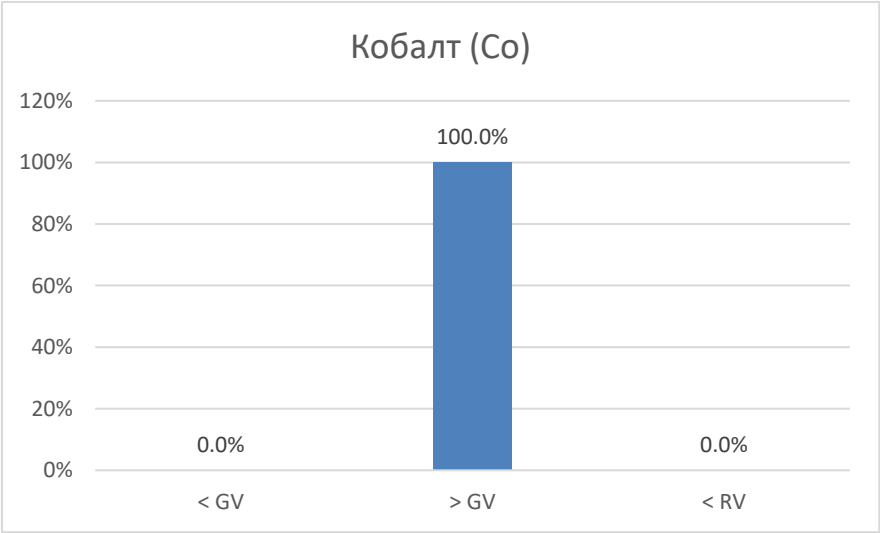
Слика 4.4 Просторна расподела кобалта у околини лежишта глиновитог материјала "Збегови" Доње Црниљево

Најнижа концентрација кобалта у земљишту добијена у овом истраживању била је 11,1 mg kg^{-1}, на локацији C25 (дно површинског копа, узорак глиновитог материјала), а највиша 141,1 mg kg^{-1}на локацији C68 (“Мокро поље” Букор). Средња концентрација износи 63,6 mg kg^{-1} (Слика 4.4).



Слика 4.5 Хистограм учесталости појављивања концентрација кобалта (Co)

За кобалт, добијена p-вредност (Sig.) Шапиро-Вилковог теста нормалности расподеле је износила 0,000, што значи да расподела концентрација овог метала на истраживаном простору статистички значајно одступа од нормалне расподеле, што може указивати на антропогени утицај (Слика 4.5).

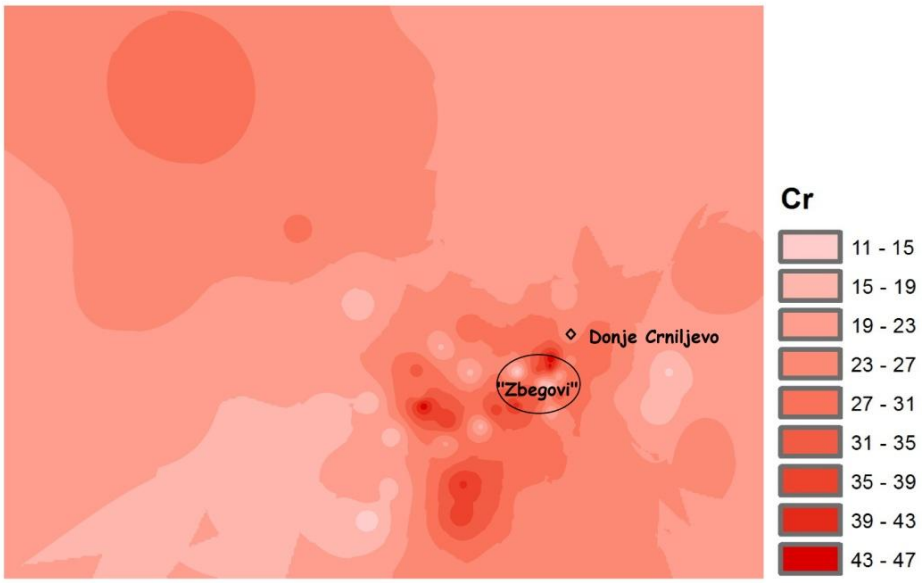


Слика 4.6 Процентуална заступљеност узорака земљишта у којима су концентрације кобалта ниже од граничних максималних вредности, више од граничних максималних вредности и више од ремедијационих вредности

Концентрације кобалта премашују граничне максималне вредности у 100% испитаних узорка (Слика 4.6), док ремедијационе вредноси нису премашене ни у једном узорку. Највиша измерена концентрација је на обрадивој површини.

4.1.1.3. Хром (Cr)

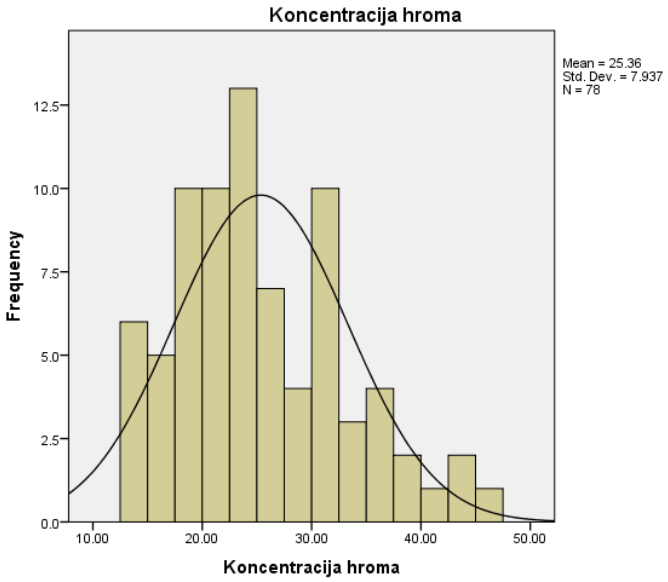
Осим матичног супстрата хром у земљиште доспева и антропогеним путем (из пољопривредних материјала, атмосферским депозитом, муљевима и др.). Просечна концентрација хрома у земљиној кори је 100 mg kg^{-1} (Штрбац и други, 2018). Високе концентрације хрома срећу се у базичним и ултрабазичним стенама и крећу се и до 3.400 mg kg^{-1} (Штрбац и други, 2018). Просечан садржај Cr у земљиштима у свету се разликује и креће се од 54-300 mg kg^{-1} (Штрбац и други, 2018). У алувијалним земљиштима Поморавља просечна вредност укупног хрома је 58 mg kg^{-1} са интервалом од 33 до 75 mg kg^{-1}. (Jakovljević et al, 1997). У 1.600 узорака земљишта узетих са репрезентативних локалитета правилно распоређених по целој територији Војводине, а у циљу процене садржаја тешких метала у земљиштима Војводине просечан садржај хрома је био 29,9 mg kg^{-1}, а кретао се од 5,3 до 86,1 mg kg^{-1} (Штрбац и други, 2018), што је више од вредности добијених у овом истраживању. Мрвић и сарадници су анализирали потеннцијално токсичне елементе у земљишту Мачве. Концентрације хрома налазиле су се у распону од 18,52 до 92,55 mg kg^{-1}. Средња вредност износила је 46,13 mg kg^{-1}. (Mrvić et al., 2023).



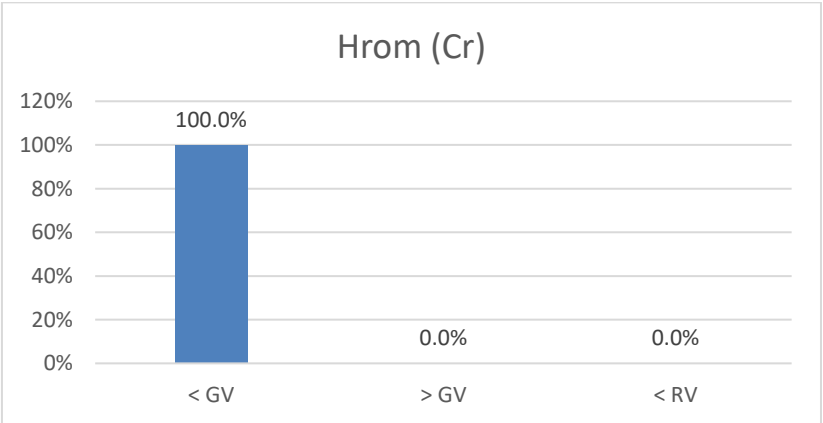
Слика 4.7 Просторна расподела хрома у околини лежишта глиновитог материјала "Збегови" Доње Црниљево

Најнижа измерена концентрација хрома је била, као и за Cd и Co, на локацији C25 (дно површинског копа где се налазио глиновити материјал) и износила је 12,5 mg kg^{-1}, а

највиша на локацији С4 (ливада на узвишењу изнад фабрике опеке) и износила је 46,8 mg kg^{-1}. Средња концентрација износи 25,4 mg kg^{-1}. На слици 4.7 приказане су просечне концентрације хрома по локалитету, при чему тамнија боја означава више концентрације, а светлија ниже. Бледа нијанса боје се поклапа са шумским површинама. За хром, добијена p-вредности (Sig.) Шапиро-Вилковог теста нормалности расподеле је износила 0,05, што указује на граничан резултат у односу на усвојени ниво значајности (Слика 4.8).



Слика 4.8 Хистограм учесталости појављивања концентрација хрома (Cr)

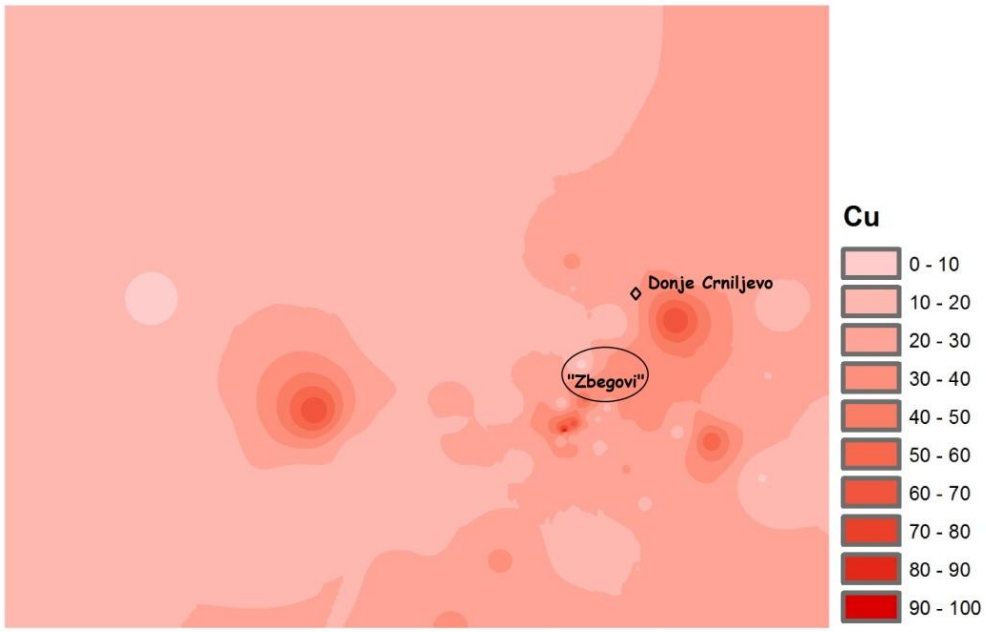


Слика 4.9 Процентуална заступљеност узорака земљишта у којима су концентрације хрома ниже од граничних максималних вредности, више од граничних максималних вредности и више од ремедијационих вредности

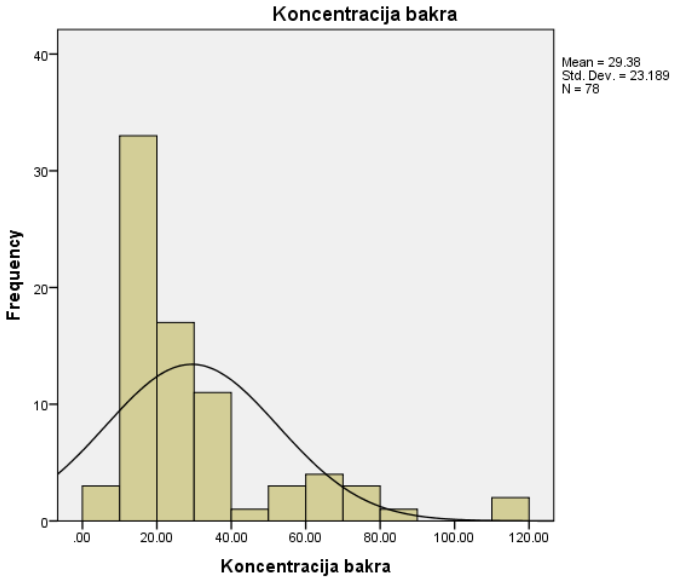
На истраживаном простору ни у једном узорку земљишта концентрације хрома нису прешле граничну вредност (Слика 4.9).

4.1.1.4. Бакар (Cu)

Просторна дистрибуција бакра у земљишту углавном зависи од регионалне и локалне геологије. При томе, важи генерално правило да земљишта са већим садржајем глине и већим садржајем органске материје имају и највеће природне концентрације бакра у односу на остала земљишта (Алагић и Ранђеловић, 2015). Зато се више концентрације бакра сређе се у земљиштима формираним на шкриљцима и другим стенама које садрже глину, док земљишта настала на крупно зрнастим стенама као и песковита земљишта садрже мале количине бакра (Штрбац и други, 2018). Типичне концентације бакра од 20-200 mg kg^{-1} имају глине, док пешчари и кречњачке стене садрже од 1-20 mg kg^{-1}. Просечна вредност концентрације бакра у земљиштима света износи од 20 до 30 mg kg^{-1} (Штрбац и други, 2018). У површинском слоју земљишта високе концентрације бакра указују на његово антропогено порекло. С обзиром на то да површинско земљиште има велики афинитет да акумулира бакар, садржај бакра у земљишту може да достиже екстремно високе концентрације од 3.500 mg kg^{-1} у индустријским зонама и 1.500 mg kg^{-1} у пољопривредном земљишту. Концентрације бакра у земљишту у непосредној близини дивљих депонија на територији Аутономне Покрајине Војводине крећу се од 8,72 до 250,01 mg kg^{-1}, док средња концентрација износи 38,07 mg kg^{-1}. Просечна вредност концентрације бакра у мачванском округу износи 23,6 mg kg^{-1}. Најнижа измерена концентрација бакра у овом истраживању је на локацији C28 (узвишење изнад фабрике опеке) и износила је 6,48 mg kg^{-1}, а највиша на локацији C78 (“Плава боја” - место где су некада били виногради) и износила је 116 mg kg^{-1} (Слика 4.10). Средња концентрација износи 29,4 mg kg^{-1}. Тамније површине се поклапају са обрадивим површинама на којима се налазе воћњаци. Бледа нијанса боје се поклапа са шумским површинама.



Слика 4.10 Просторна расподела бакра у околини лежишта глиновитог материјала "Збегови" Доње Црниљево

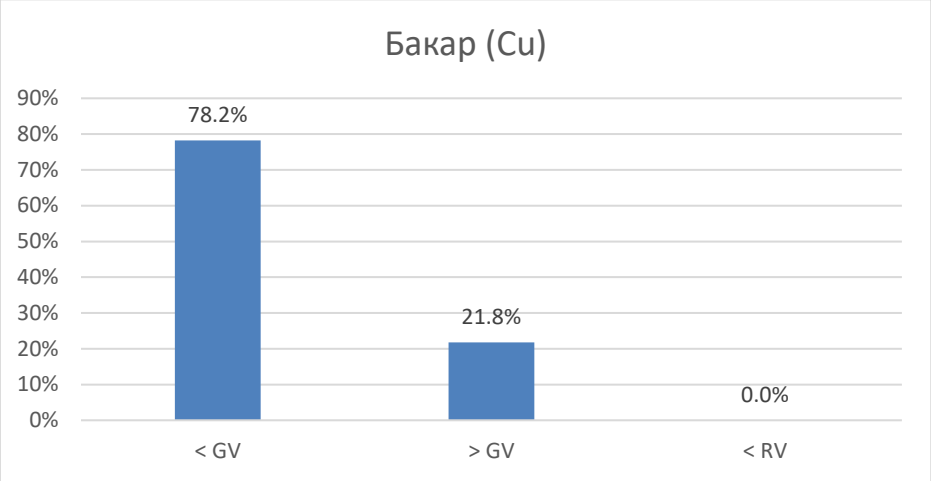


Слика 4.11 Хистограм учесталости појављивања концентрација бакра (Cu)

За концентрације бакра Шапиро–Вилковим тестом утврђено је статистички значајно одступање од нормалне расподеле ($p < 0,001$), због чега је нулта хипотеза о нормалности расподеле одбачена, што може да укаже на потенцијални антропогени утицај (Слика 4.11).

Ни једна измерена концентрација бакра у узорцима земљишта истраживаног простора није виша од ремедијационе вредности. У 78,2% испитаних узорака концентрације бакра

су ниже од граничних максималних вредности, док концентрације бакра премашују граничне максималне вредности у 21,8% испитаних узорка (Слика 4.12).

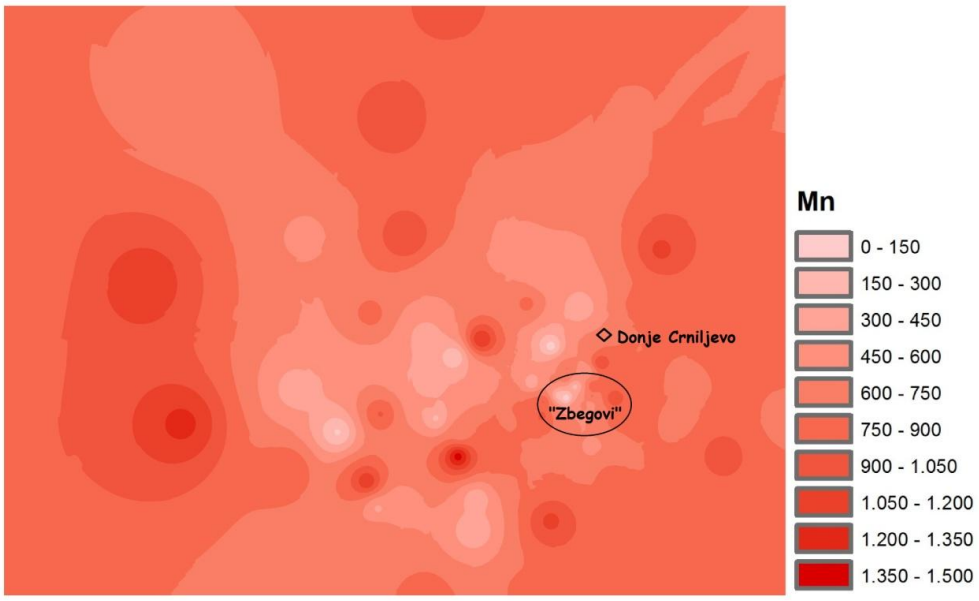


Слика 4.12 Процентуална заступљеност узорака земљишта у којима су концентрације бакра ниже од граничних максималних вредности, више од граничних максималних вредности и више од ремедијационих вредности

У неким студијама, концентрације бакра премашивале су граничне максималне вредности у 81,25% испитаних узорка (Штрбац и други, 2018).

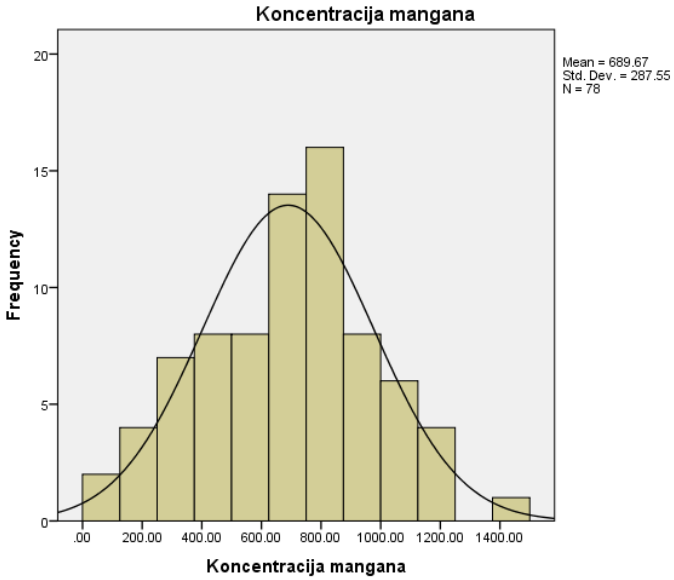
4.1.1.5. Манган (Mn)

Просечна концентрација мангана за земљишта света је 488 mg kg^{-1} (Papludis et al., 2018). Најнижа концентрација мангана у земљишту добијена у овом истраживању била је 8,26 mg kg^{-1}, и поново је забележена на локацији C25 (дно површинског копа где се налазио глиновити материјал), а највиша на локацији C41 (“Тојина колиба” - шумарак), где је износила 1.407 mg kg^{-1}. Средња концентрација износи 690 mg kg^{-1}. На слици 4.13 приказана је просторна дистрибуција мангана. Добијена концентрација мангана у потпуности одговара природном фону земљишта централне Србије, који варира између 500 и 800 mg kg^{-1}.



Слика 4.13 Просторна расподела мангана у околини лежишта глиновитог материјала "Збегови" Доње Црниљево

За манган, добијена p-вредност (Sig.) Шапиро-Вилковог теста нормалности расподеле је износила 0,912, те нулта хипотеза о нормалности расподеле није одбачена. Другим речима, није утврђено статистички значајно одступање расподеле концентрација мангана од нормалне расподеле, што указује на то да преовладава природни фон и да није изражен антропогени утицај (Слика 4.14).



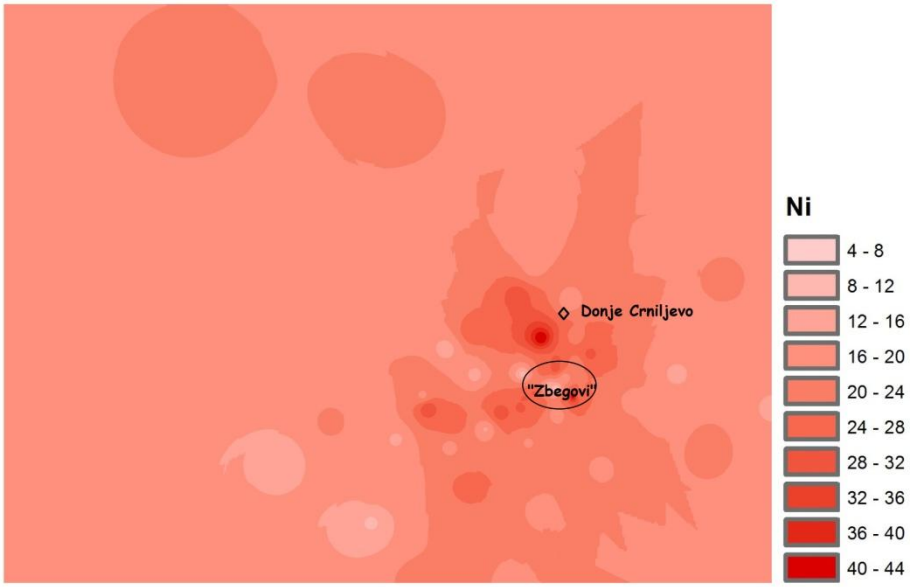
Слика 4.14 Хистограм учесталости појављивања концентрација мангана (Mn)

Граничне максималне вредности концентрације мангана у земљишту нису постављене у законодавству. Измерене концентрације су у складу са *background* концентрацијом за Европу, која износи 650 mg kg^{-1} (Salminem et al., 2005).

4.1.1.6. Никл (Ni)

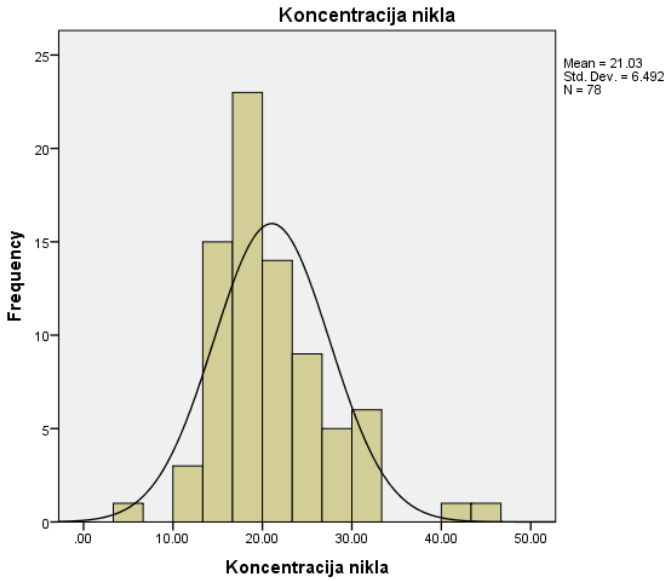
Концентрација никла у зависности од типа стена и минерала креће се између 2 и 3.600 mg kg^{-1}, са просеком од 75 mg kg^{-1}. Висок садржај никла среће се у вулканским стенама које су богате феромагнезијумом и сулфидним минералима 30 (пироксени, оливини, биотити и хлориди), као и у ултрабазичним стенама где се налази у концентрацијама од 1.400 до 2.000 mg kg^{-1}. Нарочито мало га има у базичним и седиментним стенама. У седиментним стенама садржај варира од 5 до 90 mg kg^{-1} (Штрбац и други, 2018). Просечна концентрација никла за земљишта света износи 40 mg kg^{-1}, мада концентрације јако варирају зависно од типа земљишта. Земљишта формирана на серпентинима садрже од 100 до 7.000 mg kg^{-1}. У литератури за средњу вредност садржаја никла у природном земљишту за различите делове света најчешће се наводи вредност од 20 mg kg^{-1}, са варијацијама у интервалу од 17 до 50 mg kg^{-1}. Земљишта која су настала на пешчарима и кречњацима или киселим вулканским стенама, садрже мање од 50 mg kg^{-1}, док у онима насталим на базичним стенама или шкриљцима, садржај никла може бити и до 500 mg kg^{-1}. У земљиштима Војводине концентрација никла била је између 1,8 и 62,7 mg kg^{-1} земљишта (Штрбац и други, 2018). Никл у земљиште осим из матичног супстрата доспева и антропогеним путем. У Канади у близини топионица никла и бакра нађене су високе концентрације никла до 26.000 mg kg^{-1}. Као последица атмосферског транспорта аеросола који садрже никл емитован из индустријских комплекса у Русији повишени нивои никла у земљишту регистровани су чак и у Норвешкој. Концентрације никла у земљишту у непосредној близини дивљих депонија на територији Аутономне Покрајине Војводине крећу се од 0,97 до 329,37 mg kg^{-1}. Средња концентрација износила је 28,43 mg kg^{-1}(Штрбац и други, 2018). Просечна вредност концентрације никла у земљишту мачванског округа је износила 52,5 mg kg^{-1} (Видојевић и други, 2015). До сличних вредности (51,43 mg kg^{-1}) за земљишта Мачве дошла је још једна група истраживача (Mrvić et al., 2023). Најнижа измерена концентрација у овом истраживању је поново била на локацији С25 (дно површинског копа где се налазио глиновити материјал) и износила је 6,45 mg kg^{-1}, а највиша на локацији С28 (узвишење изнад фабрике опеке) где је била

44,1 mg kg^{-1} (Слика 4.15). Средња концентрација износи 21 mg kg^{-1}. На слици 4.15 приказана је просторна дистрибуција никла.

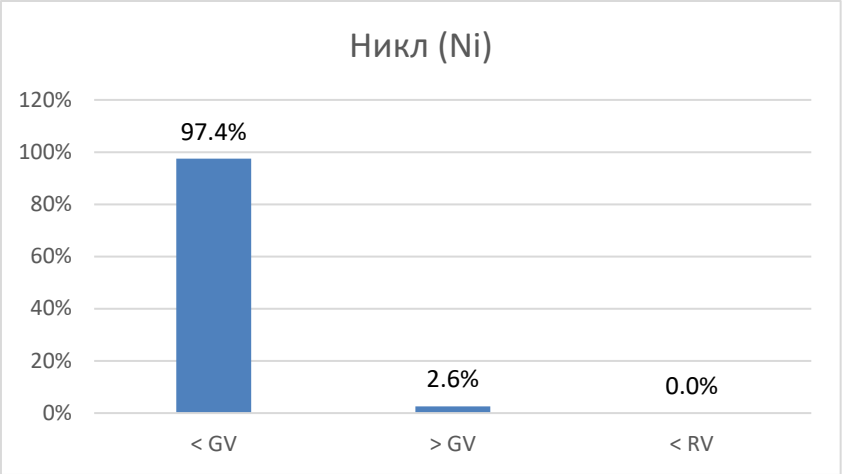


Слика 4.15 Просторна расподела никла у околини лежишта глиновитог материјала "Збегови" Доње Црниљево

За никл, добијена p-вредности (Sig.) Шапиро-Вилковог теста нормалности расподеле је износила 0,00, због чега је нулта хипотеза о нормалности расподеле одбачена. Овакав резултат често индицира антропогени унос никла у животну средину или присуство локализованих извора загађења (Слика 4.16).



Слика 4.16 Хистограм учесталости појављивања концентрација никла (Ni)



Слика 4.17 Процентуална заступљеност узорака земљишта у којима су концентрације никла ниже од граничних максималних вредности, више од граничних максималних вредности и више од ремедијационих вредности

Ни једна измерена концентрација никла у узорцима земљишта истраживаног простора није виша од ремедијационе вредности. У 97,4 % испитаних узорака концентрације никла су ниже од граничних максималних вредности, док концентрације никла премашују граничне максималне вредности у 2,6 % испитаних узорка (Слика 4.17). У неким студијама, концентрације никла премашивале су граничне максималне вредности у 71,61% испитаних узорка земљишта (Штрбац и други, 2018).

4.1.1.7. Олово (Pb)

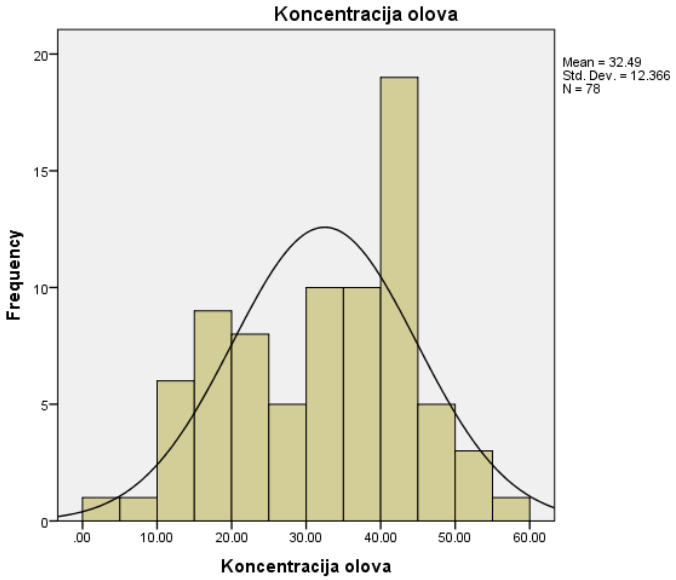
Просечан садржај олова у Земљиној кори процењен је на 15 mg kg^{-1}(Штрбац и други, 2018). Концентрише се у стенама и минералима сулфида, због израженог афинитета према сумпору. Са повећањем садржаја силиката концентрација олова у магматским стенама расте. Средња вредност концентрације олова у земљиштима света је од 20 mg kg^{-1}до 35 mg kg^{-1}(Штрбац и други, 2018). Садржај олова је уско повезан и са величином честица и зависи од типа и хемијских својстава земљишта. У лакшим песковитим земљиштима може се наћи у мањем износу (до 40 mg kg^{-1}), док су у глиновитим земљиштима измерене вредности до 90 mg kg^{-1}. Земљишта са доста карбоната или органске материје садрже повишене концентрације олова. Значајни антропогени извори олова поред саобраћаја, представљају и рудници и топионице, индустријски процеси, коришћење отпадних муљева у пољопривреди. Значајан извор олова у земљишту у прошлости је представљала употреба олово арсената као инсектицида и оловних

пигмената у бојама. Због чињенице да се олово акумулира, концентрације у земљиштима поред путева достизале су вредности од неколико стотина па и преко 1.000 mg kg^{-1}, иако је у већини земаља забрањена употреба бензина са оловним адитивима. Максимална концентрација олова у површинском слоју земљиша у близини фабрике акумулатора у Сомбору износила је чак 18.800 mg kg^{-1} (Секулић и други, 2004). Концентрације олова у земљишту у непосредној близини дивљих депонија на територији Аутономне Покрајине Војводине кретале су се од 3,26 do 259,88 mg kg^{-1}. Средња концентрација износила је 19 mg kg^{-1}. Просечна вредност концентрације олова у земљишту Мачве износила је 24,36 mg kg^{-1} (Mrvić et al., 2023). Најнижа измерена концентрација олова у овом истраживању је опет била на локацији С25 (дно површинског копа где се налазио глиновити материјал) где је била испод границе детекције (LOD), а највиша на локацији С71 ("Лука" - Тамнава) и износила је 58,8 mg kg^{-1}. Средња концентрација износи 32,5 mg kg^{-1}. На слици 4.18 приказана је просторна дистрибуција олова, при чему тамнија боја означава више концентрације.



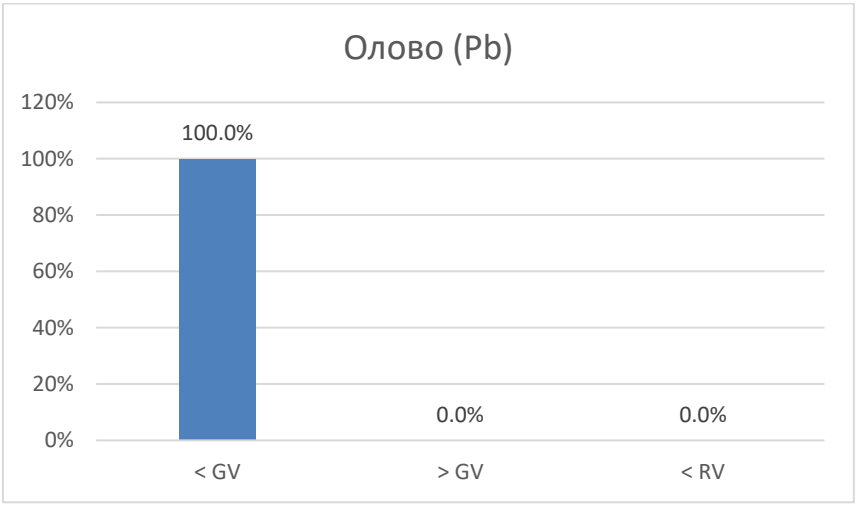
Слика 4.18 Просторна расподела олова у околини лежишта глиновитог материјала "Збегови" Доње Црниљево

За олово, добијена p-вредност (Sig.) Шапиро-Вилковог теста износила је 0,105, па нулта хипотеза о нормалности расподеле није одбачена. Односно, није утврђено статистички значајно одступање расподеле концентрација олова од нормалне расподеле, што указује на одсуство израженог, локализованог антропогеног утицаја који би нарушио природну дистрибуцију овог елемента (Слика 4.19).



Слика 4.19 Хистограм учесталости појављивања концентрација олова (Pb)

На истраживаном простору ни у једном узорку земљишта концентрације олова нису прешле граничну вредност (Слика 4.20).

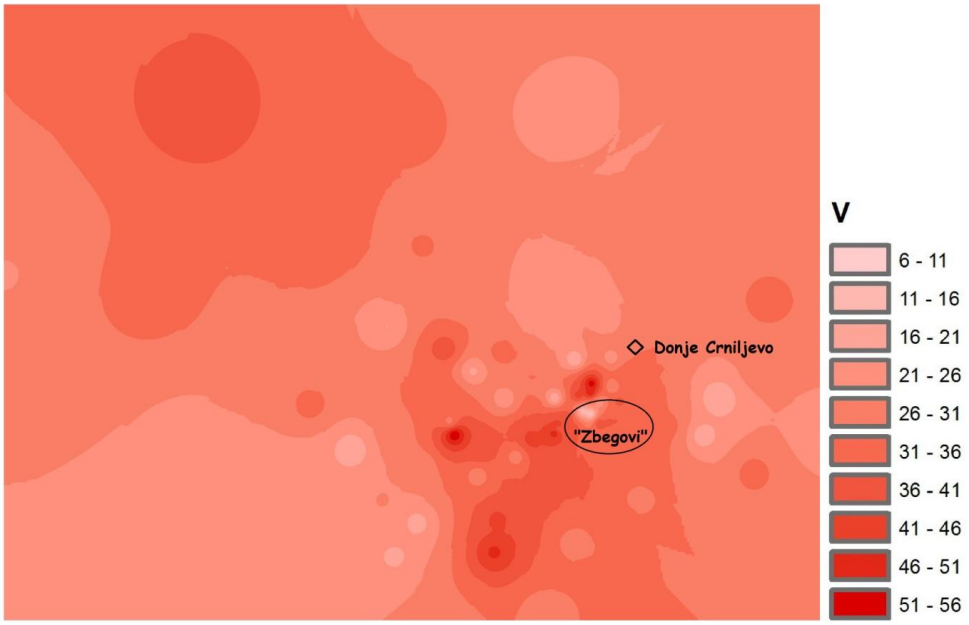


Слика 4.20 Процентуална заступљеност узорака земљишта у којима су концентрације олова ниже од граничних максималних вредности, више од граничних максималних вредности и више од ремедијационих вредности

4.1.1.8. Ванадијум (V)

Заступљен је у земљиној кори у количини од 80 mg kg^{-1} у облику минерала патронита и ванданита. Концентрација у земљишту у мачванском округу није позната (Видојевић и други, 2015), а *background* концентрације узете из литературе за Европу износе 60,4 mg

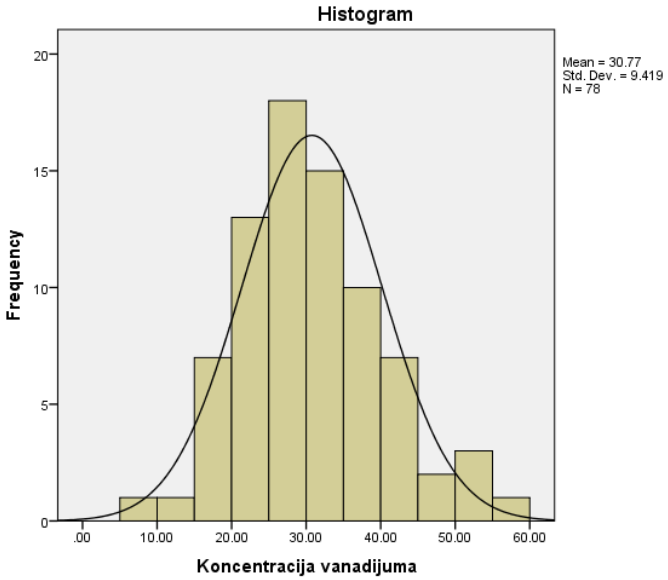
kg^{-1} (Salminem et al., 2005). Најнижа измерена концентрација у овом истраживању је поново забележена у узорку са локације С25 (дно површинског копа где се налазио глиновити материјал) и износила је 9,87 mg kg^{-1} а највиша на локацији С20 (“Раскршће” - Воћњак), где је измерено 55 mg kg^{-1}. Средња концентрација износи 30,8 mg kg^{-1}. На слици 4.21 приказана је просторна дистрибуција ванадијума.



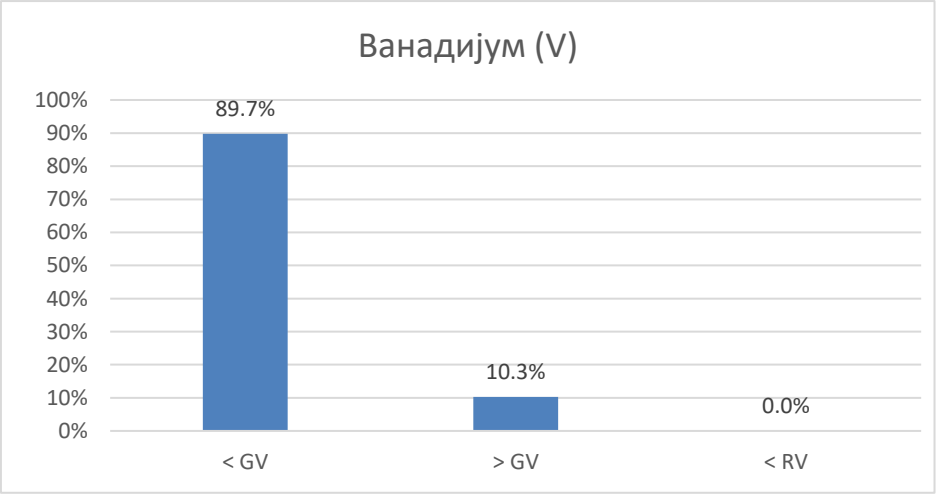
Слика 4.21 Просторна расподела ванадијума у околини лежишта глиновитог материјала "Збегови" Доње Црниљево

За ванадијум је p-вредности (Sig.) Шапиро-Вилковог теста нормалности расподеле износила 0,545, што указује на то да не постоји статистички значајно одступање расподеле концентрација од нормалне расподеле. Овакав облик расподеле сугерише да су концентрације углавном условљене природним факторима (геогеним пореклом), без изражених тачкастих извора антропогеног загађења (Слика 4.22).

Концентрације ванадијума премашују граничне максималне вредности у 10,3 % испитаних узорка (Слика 4.23). У 89,7 % испитаних узорака концентрације су ниже од граничних максималних вредности, док ремедијационе вредноси нису премашене ни у једном узорку.



Слика 4.22 Хистограм учесталости појављивања концентрација ванадијума (V)

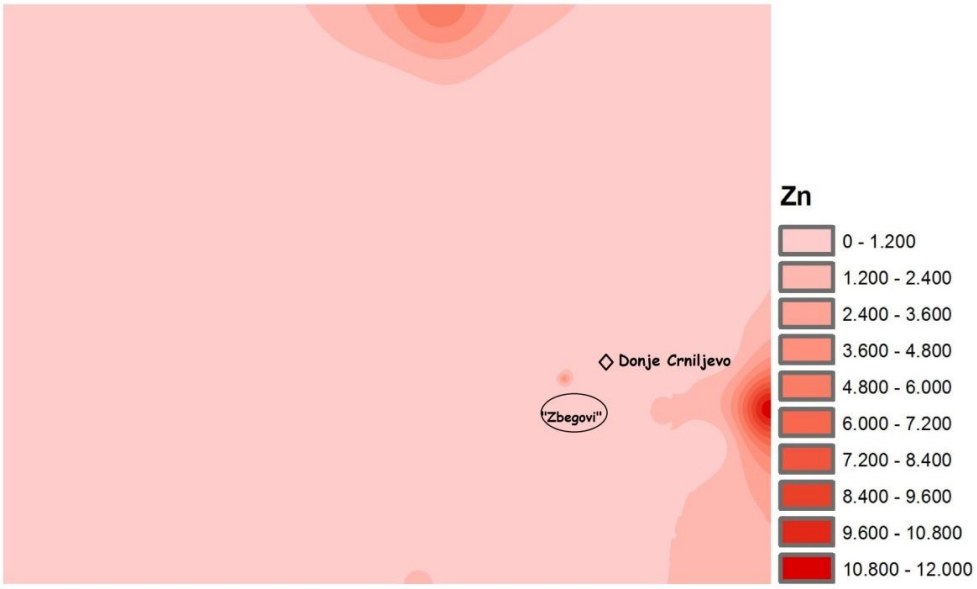


Слика 4.23 Процентуална заступљеност узорака земљишта у којима су концентрације ванадијума ниже од граничних максималних вредности, више од граничних максималних вредности и више од ремедијационих вредности

4.1.1.9. Цинк (Zn)

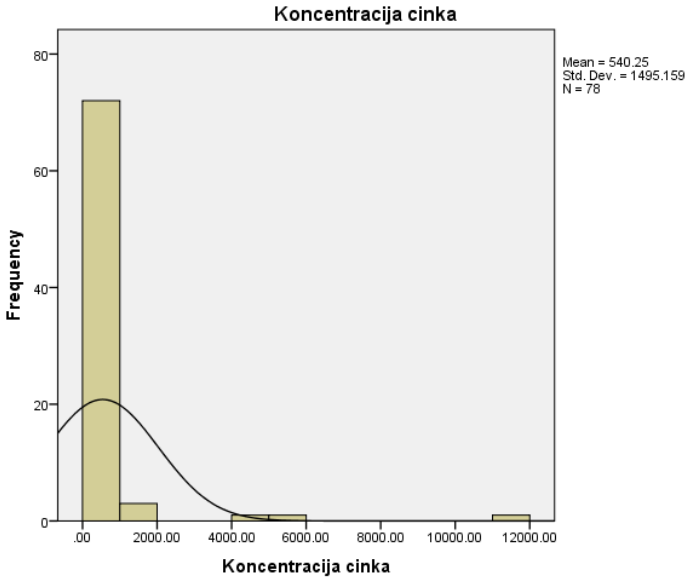
Цинк је у Земљиној кори заступљен у концентрацијама од 52 до 80 mg kg^{-1} (Штрбац и други, 2018). Концентрација цинка у стенама је веома различита, у магматским стенама је прилично уједначена, док је у седиментним стенама концентрисан у седиментима насталим од шкриљаца. Просечна концентрација цинка у матичним магматским стенама, као што је базалт је око 110 mg kg^{-1}. Пешчари и кречњаци који настају од

матичног материјала са малим садржајем цинка садрже типично око 20 mg kg^{-1}, док глине садрже 100 mg kg^{-1}, а код глиновитих шкриљаца има чак и до 1.500 mg kg^{-1} (Манојловић и други, 1995). Садржај цинка у земљишту се креће у интервалу од 10 do 300 mg kg^{-1}, са средњом вредношћу од 50 mg kg^{-1}. Фонска концентрација у земљиштима света износи од 64 mg kg^{-1} до 90 mg kg^{-1} (Кабата-Пендиас, 1989). Контаминација земљишта цинком потиче од различитих антропогених извора. Главни извори загађења земљишта су рудници и ливнице гвожђа, различити индустријски процеси, коришћење отпадних муљева, ђубрива и пестицида, корозија галванизованог челика и других метала. У градском земљишту повишене концентрације цинка последица су атмосферске депозиције, корозије, саобраћаја и др., а у пољопривредном земљишту потичу од употребе пестицида, ђубрива и отпадних муљева (Михаиловић, 2015). Нађене вредности у земљишту у близини топионица обојених метала кретале су се od 443 до 1.112 mg kg^{-1}. У земљиштима поред рудника забележене су вредности у интервалу од 1.020 до 10.547 mg kg^{-1} (Штрбац и други, 2018). Концентрације цинка у земљишту у непосредној близини дивљих депонија на територији Аутономне Покрајине Војводине кретале су се од 11,59 до 955,08 mg kg^{-1}. Средња концентрација износила је 148,57 mg kg^{-1}. Просечна вредност концентрације цинка у земљишту мачванског округа је 76,3 mg kg^{-1} (Vidojević и други, 2015). Цинк се снажно адсорбује на честице глине (Нинков и други, 2012). Најнижа измерена концентрација у овом истраживању је на локацији C56 (фабрика опеке – 150 m источно) и износила је 43,8 mg kg^{-1}, а највиша на локацији C71 (“Лука” - Тамнава) и износила је 11.507 mg kg^{-1}, највероватније акумулиран цинк услед дугогодишње употребе пестицида којим су третирани усеви. Средња концентрација износи 540 mg kg^{-1}. На слици 4.24 приказана је просторна дистрибуција цинка. На четири локације измерене су повишене вредности цинка, око 20 пута изнад граничне вредности (GV). То је допринело да средња вредност премаши граничну вредност, иначе би без тих локација (C28, C36, C69 i C72) била у дозвољеним границама. Иако измерена вредност прелази граничну вредност прописану важећим прописима Републике Србије, она је у оквиру граничне вредности прописане у Данској (DEPA, 2002). Међутим, те измерне вредности потичу највероватније од неконтролисане употребе пестицида на појединим обрадивим површинама.



Слика 4.24 Просторна расподела цинка у околини лежишта глиновитог материјала "Збегови" Доње Црниљево

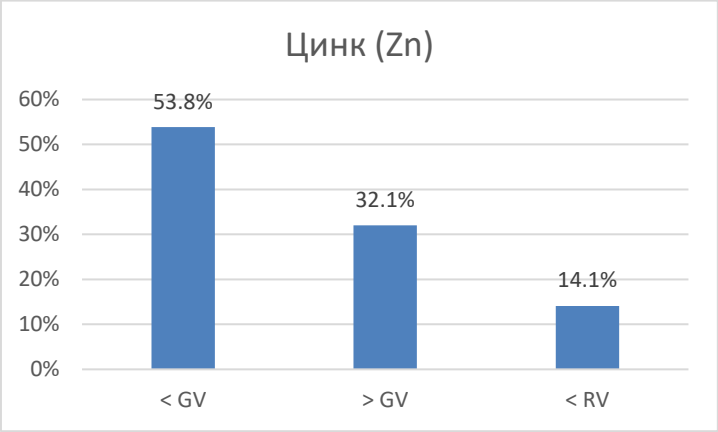
За цинк је добијена p-вредност (Sig.) Шапиро-Вилковог теста износила 0.000, чиме је утврђено статистички значајно одступање расподеле концентрација од нормалне расподеле. Ово одступање упућује на присуство екстремних вредности, што може бити индикатор антропогеног утицаја, али и специфичних геогених карактеристика испитиваног подручја (Слика 4.25).



Слика 4.25 Хистограм учесталости појављивања концентрација цинка (Zn)

Концентрације цинка премашују граничне максималне вредности у 32,1 % испитаних узорка (Слика 4.26). У 53,8 % испитаних узорака концентрације цинка су ниже од

граничних максималних вредности, док су ремедијационе вредноси премашене у 14.1 % узорака.



Слика 4.26 Процентуална заступљеност узорака земљишта у којима су концентрације цинка ниже од граничних максималних вредности, више од граничних максималних вредности и више од ремедијационих вредности

4.1.1.10. Гвожђе (Fe)

Концентрације гвожђа на истраживаном простору (Прилог 3) мерене су како би се израчунао фактор обогаћивања металима (EF).

4.1.2. Показатељи загађења земљишта тешким металима

Вредности фактора обогаћивања металима (EF), гео-акумулационог индекса (I_{geo}), фактора контаминације (CF) и индекса загађења (PLI) израчунате су помоћу једначина 13-15, а вредности су представљене у табели 4.4.

Табела 4.4 Вредности показатеља загађења земљишта истраживаног простора

Метал	**EF**			**I_{geo}**			**CF**			**PLI**
	Min.	Max	Sr. vr.	Min.	Max	Sr. vr.	Min.	Max	Sr. vr.	
Cd	0,61	2,73	1,63	-2,49	0,42	-0,4	0,27	2	1,18	1,13
Co	2,23	24,5	**11,2**	-0,07	3,60	2,2	1,43	18,1	8,18	6,87
Cr	0,30	1,28	0,59	-2,85	-0,94	-1,9	0,21	0,78	0,42	0,40
Cu	0,47	7,60	1,85	-2,29	1,80	-0,51	0,31	5,22	1,32	1,05

Mn	0,03	2,78	1,46	-6,88	0,53	-0,71	0,01	2,16	1,06	0,91
Ni	0,81	3,73	1,64	-2,07	0,71	-0,43	0,36	2,45	1,17	1,12
Pb	0,00	2,68	1,50	-2,24	0,39	-0,57	0,00	1,96	1,08	0,00
V	0,27	1,48	0,71	-3,20	-0,72	-1,63	0,16	0,91	0,51	0,48
Zn	0,83	223	**10,6**	-1,24	6,80	0,95	0,63	166	7,83	2,89

На основу средњих вредности EF (Табела 4.4) на истраживаном простору постоји слабо обогаћење Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb и V, док је за Co и Zn уочено значајно обогаћење. Обогаћње металима у земљишту на истраиваном простору има следећи редослед: Co > Zn > Cu > Pb >Ni > Cd > Pb > Mn > V > Cr. За све испитиване елемете, изузев Cr и V, максимална вредност CF већа је од два, што указује да у земљишту истраживаног простора постоји антропогени утицај и загађење тешким металима на појединим локацијама.

Добијени опсег вредности гео-акумулационог индекса (I_{geo}) за анализиране тешке метале у земљишту на истраживаном простору указује да није констатовано загађење испитиваним металима сем кобалтом (класа 3 - умерено до тешко загађење) и цинком (класа 1 – умерено загађење).

За све испитиване елемете, изузев ванадијума и хрома, средња вредност CF већа је од јединице, што указује да у земљишту истраиваног простора постоји антропогени утицај и загађење тешким металима на појединим локацијама.

Израчунате вредности индекса загађења (PLI) тешким металима на истраживаном простору налазе се у опсегу 0,00 до 6,87. Средња вредност овог индекса износи 1,65. На на основу средње вредности земљиште истрживаног простора је слабо загађено тешким металима.

Утицај људских активности на одређено подручје стандардно се процењује праћењем показатеља загађености земљишта тешким металима.

4.2. Ризици од експлоатације глиновитог материјала у непосредној околини површинског копа “Збегови” Доње Црниљево - концентрације активности радионуклида у земљишту и глиновитом матријалу

4.2.1. Концентрације активности радионуклида у узорцима глиновитог материјала

За све узораке са истраживаног простора, на основу мерења добијеног спектра израчунате су концентрације активности радионуклида ^{238}U, ^{232}Th, ^{40}K и ^{137}Cs узимајући у обзир одброј у пику одређене енергије (N), време мерења узорка (t_m), масу узорка (m), ефикасност спектрометра на одређеној енергији пика (ε) и принос одређене енергије (p):

$$A_S = N/(p \times \varepsilon \times t_m \times m) \qquad (21)$$

За све узорке одброј у пику одређене енергије коригован је на фон.

Како би се анализирали резултати добијени за узорке глиновитог материјала узетих на површинском копу „Збегови“ и јаловишту (Слика 4.27), концентрације активности радионуклида ^{238}U, ^{232}Th, ^{40}K, ^{226}Ra и ^{137}Cs за три узорака (C25, C26 и C27) издвојена су у посебну табелу (Табела 4.5).



Слика 4.27 Места узорковања глиновитог материјала

Табела 4.5 Концентрације активности радионуклида у глиновитом материјалу површинског копа „Збегови“ Доње Црниљево, Србија

Узорак	Концентрација активности (Bq kg^{-1})				
	^{238}U	^{232}Th	^{40}K	^{226}Ra	^{137}Cs
C25	< 11	103 ± 3	668 ± 12	59 ± 2	< 0,01
C26	< 9	70 ± 2	190 ± 5	59 ± 2	< 0,01
C27	< 10	100 ± 3	493 ± 9	66 ± 2	< 0,01
Средња вредност	< 10	91 ± 3	450 ± 9	61 ± 2	< 0,01

Границе садржаја радионуклида у грађевинском материјалу када се користе глине за ентеријер, износе: за радијум (^{226}Ra): $3 \cdot 10^2$ Bq kg^{-1}; за торијум (^{232}Th): $2 \cdot 10^2$ Bq kg^{-1}; за калијум (^{40}K): $3 \cdot 10^3$ Bq kg^{-1}, редом (Агенција за заштиту од јонизујућих зрачење и нуклеарну сигурност Србије, 2018). Ни једна измерена концентрација активности радионуклида није прешла максимално дозвољену вредност, а средње концентрације активности не одступају од просечних вредности за глиновити материјал (Табела 4.5).

Riekstina и други су показали да су концентрације активности ^{238}U, ^{232}Th и ^{40}K у глинама Литваније износиле: 35, 52 и 1078 Bq kg^{-1} редом (Reikstana et al, 2015), док су Тодоровић и сарадници показали да су разлиците глине на тржишту Србије имале концентрације активности 89 и 1303 Bq kg^{-1} за ^{232}Th и ^{40}K, редом (Тодоровић и други, 1997).

Поређењем података за глиновити материјал претходних студија (Табела 2.3) са подацима добијеним у овом раду (Табела 4.5), може се закључити да су вредности истог реда величине. По концентрацијама активности ^{238}U, ^{232}Th и ^{226}Ra, овај глиновити материјал је најприближнији глинама Србије (Глина за унутрашњу употребу „Ризница природе“). Нешто ниже вредности концентрације ^{40}K у овом раду, у односу на глине са тржишта Србије, могу се тумачити различитим начином припреме узорка глиновитог материјала, односно мерењем узорка који није прошао индустријску обраду.

Измерене концентрације радионуклида у узорку глиновитог материјала из рудника, одговарају вредностима које су измерене у керамичким плочицама као грађевинском материјалу (Janković et al, 2013).

Добијена вредност концентрације активности за вештачки радионуклид ^{137}Cs је била испод границе детекције у сва три узорка глиновитог материјала (Табела 4.5) и може се

закључити да су површински копови глиновитог материјала, као и депонија јаловине, неконтаминиране површине у погледу вештачких радионуклида.
За концентрације активности радионуклида у околини лежишта глиновитог материјала нису пронађени подаци у доступној литератури.

4.2.2. Концентрације активности радионуклида у земљишту истраживаног простора

Највећа концентрација честица које се наталоже од подигнуте прашине са површинског копа приликом ископавања и транспорта је у непосредној околини, па је стога истраживани простор посматран кроз две целине: непосредне околине лежишта и целокупне површине. За непосредну околину узет је простор око самог копа, удаљен до 400 m, и детаљно је анализирано 15 узорака из слоја А (0-10 cm) и слоја В (10-20 cm). Након наведене прелиминарне анализе испитиван је целокупан истраживани простор, 78 (седамдесет осам) узорака, укључијући и узорке из непосредне околине копа.

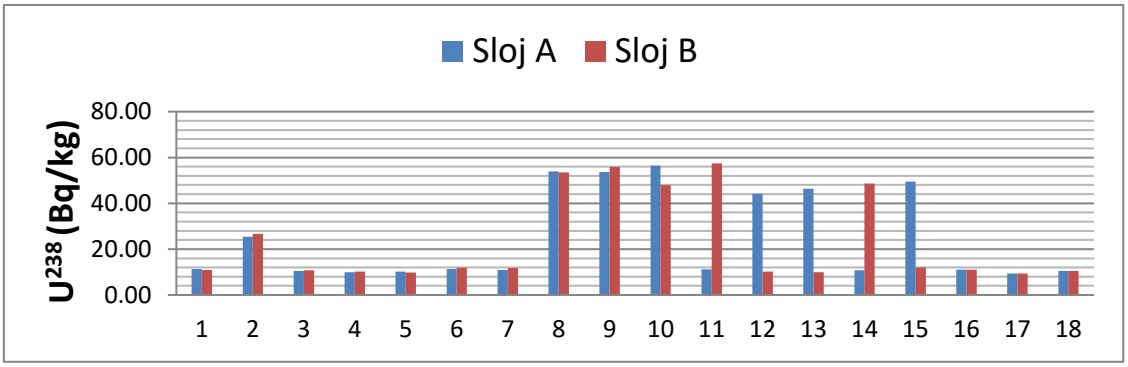
4.2.2.1. Концентрације активности радионуклида у непосредној околини површинског копа "Збегови"

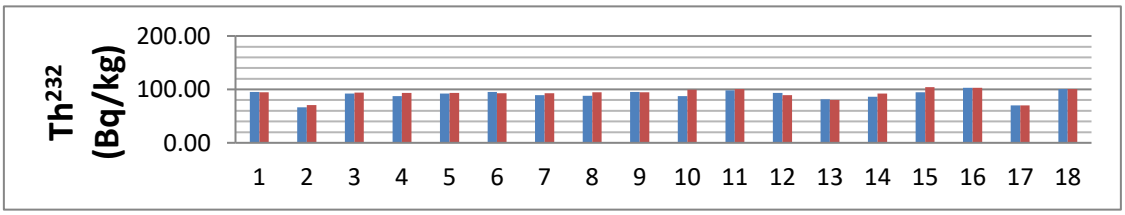
Измеране концентрације активности радионуклида ^{238}U, ^{226}Ra, ^{232}Th, ^{40}K и ^{137}Cs у узорцима земљишта сакупљених у слоју А и слоју В земљишног профила на локацијама С1 до С15 и глиновитог материјала у узорцима С25 до С27, табеларно су дате у Прилогу број 2, а графички су представљене на слици 4.28. Коришћењем програмског пакета Statistical Package for the Social Sciences (IBM SPSS) (www.ibm.com, 2014), израчунате су вредности које су представљене у табели 4.6 као дескриптивна статистика вредности концентрација активности ^{238}U, ^{226}Ra, ^{232}Th, ^{40}K, и ^{137}Cs у узорцима земљишта у слојевима А и В, као и средња вредност израчуната за оба слоја.

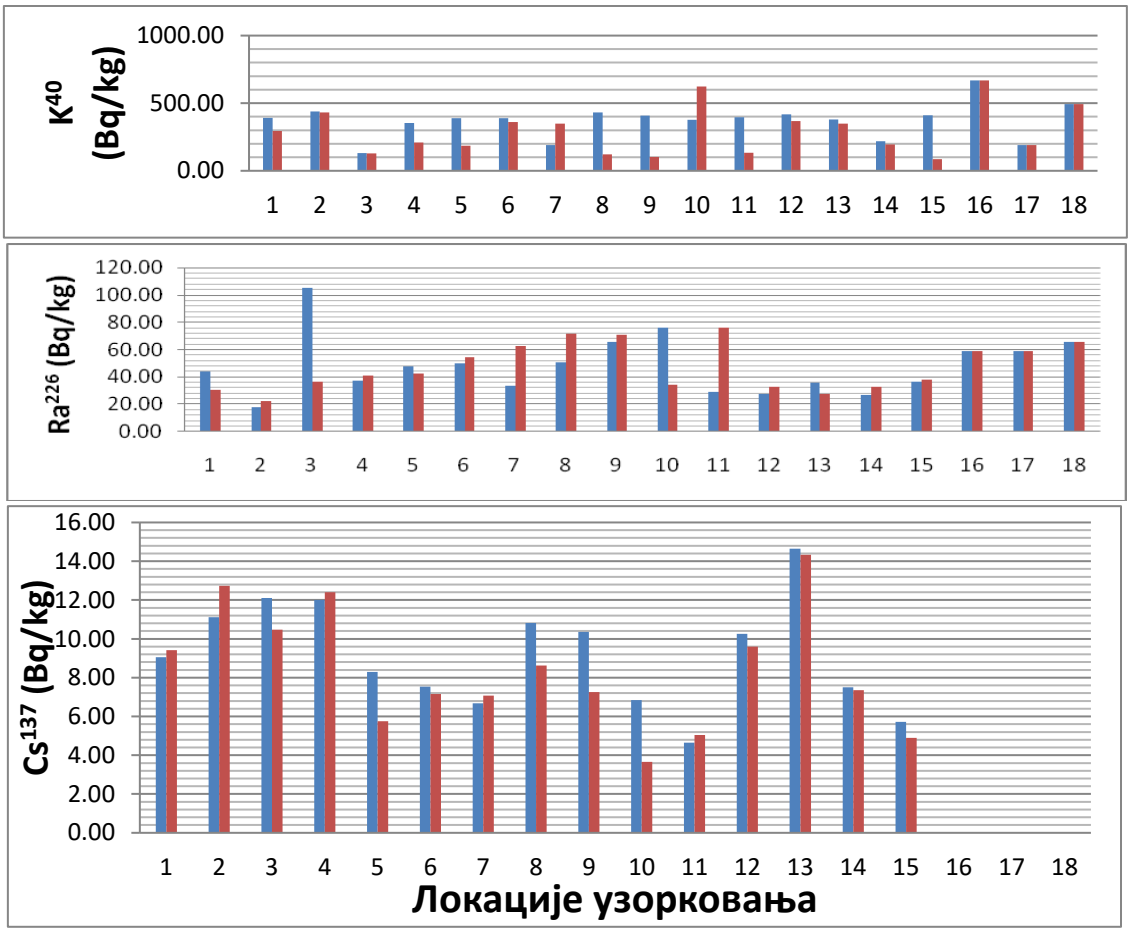
Табела 4.6 Дескриптивна статистика концентрација активности радионуклида у земљишту непосредне околине лежишта глиновитог материјала "Збегови“

Радионуклид/параметар	^{238}U (Bq kg^{-1})			^{232}Th (Bq kg^{-1})			^{40}K (Bq kg^{-1})		
Слој	A	B	AB	A	B	AB	A	B	AB
Средња вредност	24,8	23,2	24	89.8	92,2	91	370	294	332
Минимум	9,94	9,43	9,43	66,2	70	68,5	130	85,5	129
Максимум	56,4	37,4	54,7	103	104	103	668	668	668
Опсег	46	48	45	36,6	33,9	34,4	537,6	582,1	538,4
Стандардна девијација	19,4	19,3	16,2	9,5	9,6	9,3	125	175,8	130,8
Коеф. асиметрије	0,7	1,05	0,89	-1,23	-1,37	-1,47	0,09	0,81	0,97
Коеф. заобљенос.	-1,47	-0,92	-0,44	1,68	1,52	1,98	1,23	-0,16	1,19
Мод	9,43	9,43	9,43	66,2	70	68,5	130	85,5	129,2
Медијана	11,2	11,4	18,8	92,1	93,8	92,9	390,4	251,3	284,1

Радионуклид/ параметар	^{226}Ra (Bq kg^{-1})			^{137}Cs (Bq kg^{-1})		
Слој	A	B	AB	A	B	AB
Средња вредност	48,2	47,6	47,1	7,64	7	7,32
Минимум	17,68	22,00	19,8	**<MDA**	**<MDA**	**<MDA**
Максимум	105,2	75,7	71	14,6	14,3	14,2
Опсег	87,5	53,7	51,2	14,6	14,3	14,2
Стандардна девијација	21,3	17,2	14	4,31	4,28	4,24
Коеф. асиметрије	1,09	0,26	-0,03	-0,61	-0,22	-0,45
Коеф. заобљенос.	1,62	-1,43	-1,02	-0,26	-0,51	-0,34
Мод	17,7	22	18,8	0	0	0
Медијана	45,6	41,6	46,6	7,92	7,20	7,39







Слика 4.28 Концентрације активности (Bq kg^{-1}) радионуклида у слојевима А и В у непосредној околини површинског копа „Збегови“ Доње Црниљево

Ни једна измерена концентрација није прешла граничну вредност, а средње концентрације не одступају од просечних вредности за земљиште у Србији (Агенција за заштиту животне средине, 2017; Агенција за заштиту од јонизујућих зрачење и нуклеарну сигурност Србије, 2018). Највиша концентрација активности ^{40}K измерена је у глиновитом материјалу (узорак С25) редни број 16 на слици 4.28, и износила је 668 Bq kg^{-1} што је и очекивано с обзиром на хемијски састав сировине (Radosavljević et al, 2014). Концентрација активности вештачког радионуклида ^{137}Cs је био испод граница детекције (MDA-Minimum Detectable Activity) у сва три узорка (узорак С25, С26 и С27), редни бројеви 16, 17 и 18 на слици 4.28. Највиша концентрација ^{137}Cs је измерена у узорку С13 и износила је 14,6 Bq kg^{-1}, односно на локацији на правцу доминантног ветра, док су највише концентрације ^{238}U, ^{226}Ra и ^{232}Th одређене на локацијама где су узети узорци са обрадивог земљишта, претежно јужно у односу на површински коп (узорак С2, С8, С9, С10, С11, С12, С13, С14 и С15), што представља резултат дугогодишњег

третмана вештачким ђубривом. Поменуте површине се сада не обрађују и ту се налазе ливаде. Потребно је напоменути да локација на којој се налази истраживани простор није гађана NATO пројектилима, који у себи садрже осиромашени уранијум.

Како би се проверила повезаност између вредности концентрације радионуклида у слоју А и слоју В примењена је Пирсонова корелација, коришћењем програмског пакета Statistical Package for the Social Sciences (IBM SPSS) (www.ibm.com, 2014). Добијене вредности су дате у табели 4.7.

Табела 4.7 Нивои корелације радионуклида у слоју А и слоју В

Радионуклид	Sig. (2-tailed)	Корелација постоји (Да/Не)	Смер корелације (Позитивна/ Негативна)	Ниво корелације
^{238}U	0,001	Да	Позитивна	Јака (0,837)
^{232}Th	0,001	Да	Позитивна	Јака (0,904)
^{40}K	0,036	Да	Позитивна	Средњи ниво (0,496)
^{226}Ra	0,424	Не	/	/
^{137}Cs	0,001	Да	Позитивна	Јака (0,951)

Из табеле се види да за већину радионуклида постоји јака позитивна корелација, односно да се повећањем концентрације активности радионуклида у слоју А повећава и концентрација датог радионуклида у слоју В, осим за ^{226}Ra где не постоји корелација. Такође, применом Пирсонове корелација, утврђено је да не постоји корелација између концентрација радионуклида у самом руднику у односу на околно земљиште, где су вредности sig. (2-tailed) износиле: 0,616; 0,633; 0,341; и 0,937 за ^{238}U, ^{232}Th, ^{40}K и ^{226}Ra, редом.

У циљу оптимизовања даљег истраживања, а да би се испитало да ли постоје значајне разлике у концентрацијама активности радионуклида у слојевима А (0-10 cm) и В (10-20 cm), у програмском пакету SPSS статистика (www.ibm.com, 2014), извршена је једнофакторска (једносмерна) униваријациона анализа варијансе концентрације радионуклида. Као нулта хипотеза узето је да не постоје разлике у концентрацијама радионуклида у слојевима А и В. У F- тесту, израчуната вредност (F_{izr}) се упоређује са F_{crit}. Уколико је $F_{izr} > F_{crit}$, нулта хипотеза се одбацује, односно задржава се ако је $F_{izr} < F_{crit.}$ (www.docplayer.gr, 2020). Такође, посматрана је и p-вредност (вероватноћа опсервираних или још екстремнијих разлика узорачких статистика, под претпоставком да важи нулта хипотеза). Ако је p-вредност мања или једнака нивоу значајности ($p \leq 0,05$), нулта хипотеза се одбацује, док се у супротном она не одбацује. Резултати

анализе су показали да се нулта хипотеза не може одбацити, односно да не постоје статистички значајне разлике у концентрацијама радионуклида у слојевима А и В (Табела 4.8).

Табела 4.8 Анализа варијансе радионуклида са променом дубине узорковања

Радионуклид	F_{izr}	F_{crit}	p
^{238}U	0,058	4,13	0,812
^{232}Th	0,602		0,443
^{40}K	2,26		0,141
^{226}Ra	0,008		0,931
^{137}Cs	0,208		0,651

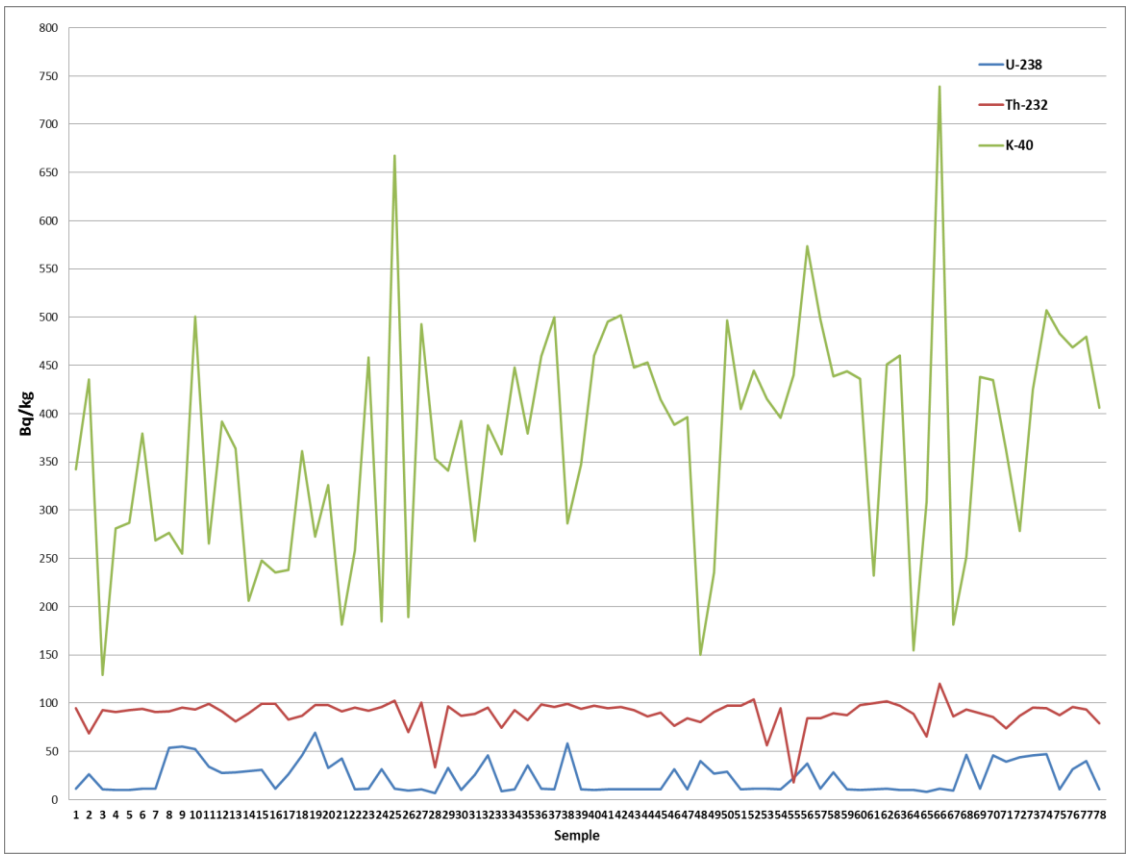
Добијени статистички подаци су послужили за даље истраживање, тако што је оптимизован број мерења (узорковање је вршено до дубине од 20 cm, а након тога је земљиште хомогенизовано у један узорак), што је дато у Прилогу 2.

Како би добили сазнања о вертикалној расподели природних радионуклида у непосредној околини лежишта глиновитог материјала, израчунат је K-параметар, који представља однос концентрација испитиваног елемента у два слоја земљишта ($K=K_a/K_b$). Ако је вредност *K* значајно већа од 1, концентрација опада са повећањем дубине слоја земљишта и обрнуто. У испитиваним узорцима, вредности израчунатог K-параметра за ^{238}U, ^{226}Ra, ^{232}Th и ^{40}K су износиле: 1,07; 1,02; 0,97 и 1,26, где се види да свим поменутим радионуклидима незнатно пада концентрација са повећањем дубине слоја земљишта, сем за ^{232}Th. Средња вредност K-параметра за све поменуте радионуклиде износила је 1,1, а углавном зависи од фине фракције земљишта – праха и глине (Сарап и други, 2017;Charro et al, 2013;Carter&Norton, 2007).

4.2.2.2. Концентрације активности радионуклида у земљишту целокупног истраживаног простора

Након анализе концентрација активности радионуклида у непосредној околини лежишта глиновитог материјала извршена је анализа концентрација радионуклида на целокупном истраживаном простору површине око 12 km^2. У узорцима земљишта сакупљених са 78 (седамдесет осам) локација на истраживачком простору (Слика 3.6) измерене концентрације активности радионуклида ^{238}U, ^{226}Ra, ^{232}Th, ^{40}K и ^{137}Cs су

табеларно дате у Прилогу број 2, а графички су представљене су на слици 4.29 (Ilić et al., 2020).



Слика 4.29 Концентрације активности радионуклида у земљишту истраживаног простора

Дескриптивна статистика вредности концентрација активности ^{238}U, ^{232}Th, ^{40}K,^{226}Ra и ^{137}Cs у узорцима земљишта представљена је у табели 4.9, а обухваћене су: средња вредност, опсег, варијанса, стандардна девијација, минимална и максимална вредност, коефицијент асиметрије, коефицијент заобљености, мод и медијана.

Табела 4.9 Дескриптивна статистика концентрација активности радионуклида у земљишту истраживаног простора за ниво поверења k = 1

Радионуклид/ параметар	**^{238}U** (Bq kg^{-1})	**^{232}Th** (Bq kg^{-1})	**^{40}K** (Bq kg^{-1})	**^{226}Ra** (Bq kg^{-1})	**^{137}Cs** (Bq kg^{-1})
Средња вредност	23	89,1	372	55,9	11,3
Минимум	6,84	18.1	129	1,98	0,00
Максимум	69,6	120	739	98,4	27,1
Опсег	62,8	102	610	96,4	27,1
Варијанса	248	197	13958	256	44,9

Стандардна девијација	15,7	14	118	16	6,7
Коефицијент асиметрије	0,91	-2,67	0,16	-0,66	0,82
Коефицијент заобљености	-0,26	10,7	0,29	0,27	0,20
Мод	10,5	92,9	448	51,3	0,00
Медијана	11,3	92,8	390	59	9,98

Ни једна измерена концентрација није прешла граничну вредност, а средње концентрације не одступају од просечних вредности за земљиште у Србији (Агенција за заштиту животне средине, 2017; Агенција за заштиту од јонизујућих зрачење и нуклеарну сигурност Србије, 2018). Највише концентрације активности ^{232}Th (120 ± 4 Bq kg^{-1}) и ^{40}K (739 ± 13 Bq kg^{-1}) измерене су на локацији 66 (Влашић-Виноградић), на месту где је земљиште настало од седиментне матичне стене (Слика 4.30). На овој локацији је, услед водене ерозије на једној падини, дошло до огољавања црних глиновитих шкриљаца, чији су се комадићи расули по околном земљишту. Поређењем ових резултата са подацима из других студија, може се закључити да су наслаге каолина и седимента истраживаног простора незнатно богатије торијумом у односу на просечне вредности за овај тип супстрата (Adagunodo et al, 2018;Turhan, 2009).



Слика 4.30 Изглед земљишта са 66 локације узорковања

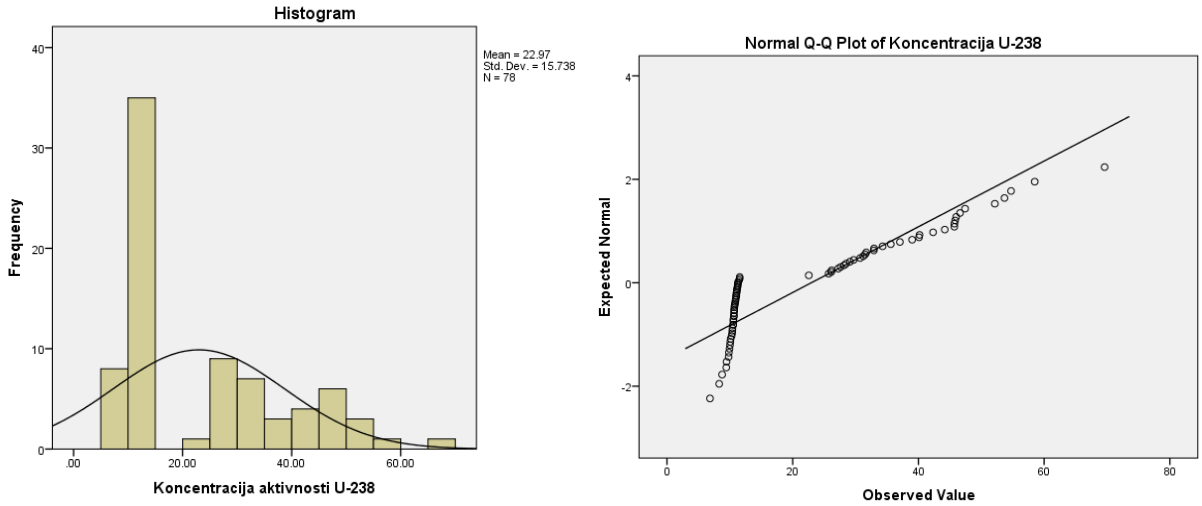
Са графика (Слика 4.29) на коме су представљене концентрације радионуклида на локацијама узорковања врло јасно се уочавају две локације на којима су најниже концентрације ^{232}Th и ^{226}Ra (локација 28 и 55). Прва локација се налази у непосредној близини фабрике опеке, а друга на ободу површинског копа Галовић. На оба локалитета

узорковања налазио се материјал узет из рудника (сада у својству насипа ради нивелисања терена), с тим што је на локалитету број С28 већ почело да ниче ниско растиње и шибље. На основу ова два узорка може се закључити да се ^{232}Th углавном налази у садржају глиновите фракције земљишта.

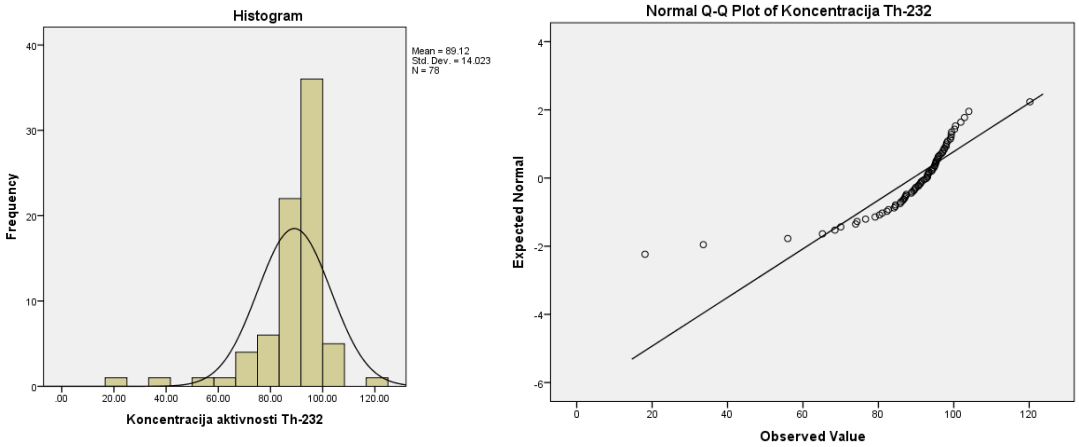
Измерене концентрације активности не одступају од просечних вредности за земљиште у Србији ("Sl. glasnik RS", br. 95/2018 i 10/2019, 2017; "Sl. glasnik RS", br. 100/2010). Поредећи добијене вредности концентрација са средњим светким вредностима које је дао UNSCEAR (400 Bq kg^{-1} за ^{40}K, 35 Bq kg^{-1} за ^{226}Ra и 30 Bq kg^{-1} за ^{232}Th) може се видети да су вредности у овом истраживању више за ^{232}Th и ^{226}Ra (UNCSEAR, 2010).

Највиша концентрација ^{226}Ra износила је 98 ± 1 Bq kg^{-1} на локацији број 70, која припада обрадивом земљишту и у време узорковања (17.03.2019. године) је била третирана вештачким ђубривом. Повишена вредност може бити повезана са применом фосфатних ђубрива, али се на основу ових података узрочна веза не може потврдити. Што се тиче највише концентрације ^{137}Cs, она је била на локацији број С78 (Влашић) и износила је 27 ± 1 Bq kg^{-1}, у земљишту прекривеном шумом, на већој надморској висини и у правцу дувања доминантног ветра, што је у сагласности са резултатима добијеним истраживањима у другим студијама (Јанковић-Мандић и други, 2014). Највиша концентрација ^{238}U измерена је на локацију С19, поред пута М21. Најнижа вредност ^{40}K (129 ± 4 Bq kg^{-1}) измерена је у узорку необрадивог земљишта узетог са локације број 3, која се налази у непосредној околини површинског копа „Збегови“. Измерена концентрација ^{40}K (три пута мања) у околном земљишту рудника „Збегови“, где доспева и таложи се прашина из рудника, говори нам да не постоји повећање природне радиоактивности околног земљишта изазвано утицајем подигнуте прашине приликом површинске експлоатације глине. У узорцима С25, С26 и С27 концентрација активности ^{137}Cs је била испод границе детекције, док је у узорку број 55 (обод површинског копа глиновитог материјала Галовић) била најмања вредност која је износила 0,6 ± 0,1 Bq kg^{-1}. С обзиром на добијене резултате, са сигурношћу се може закључити да су површински копови глиновитог материјала неконтаминиране површине земљишта у погледу вештачких радионуклида. На сликама 4.31-4.35 приказани су хистограми расподеле концентрације и Q-Q плотови испитиваних радионуклида у узорцима земљишта са истраживачког простора. Да би се испитала расподела радиионуклида, прмењен је програмски пакет IBM SPSS (www.ibm.com, 2014), где је урађен Шапиро-Вилков тест нормалности расподеле на концентрације активности анализираних радионуклида

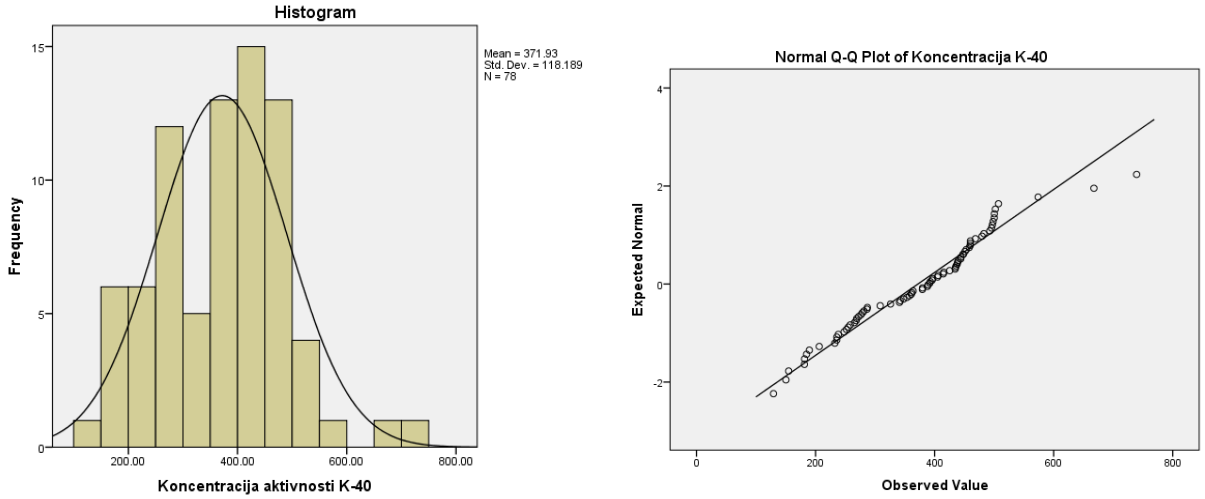
(Wilk, 1965). За нулту хипотезу је узето је да је расподела радионуклида на истраживаном простору нормална. Уколико је p-вредност теста мања од прага значајности ($p < 0,05$), тада одбацујемо нулту хипотезу, тј. сматрамо да подаци не одговарају нормалној расподели. За ^{238}U, ^{232}Th, ^{40}K,^{226}Ra и ^{137}Cs, добијене p-вредности (Sig.) су износиле: 0,001; 0,001; 0,036; 0,020 и 0,001 редом. Уочава се да дистрибуција не показује нормалну расподелу, а узрок може бити деловање антропогеног фактора (вештачко ђубриво), али и различит састав матичних стена од кога је настало земљиште (Слика 2.1).



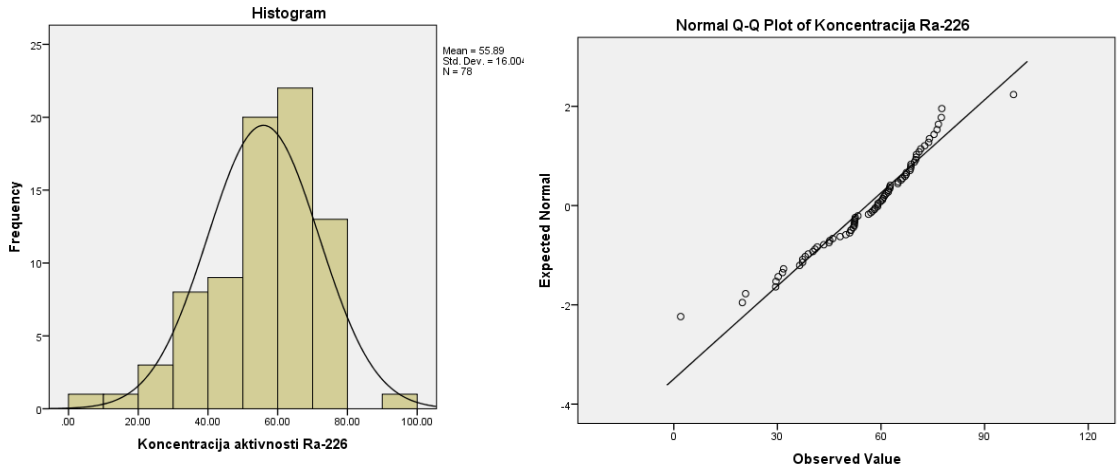
Слика 4.31 Хистограм и Q-Q plots расподеле концентрације ^{238}U у узорцима земљишта са истраживаног простора



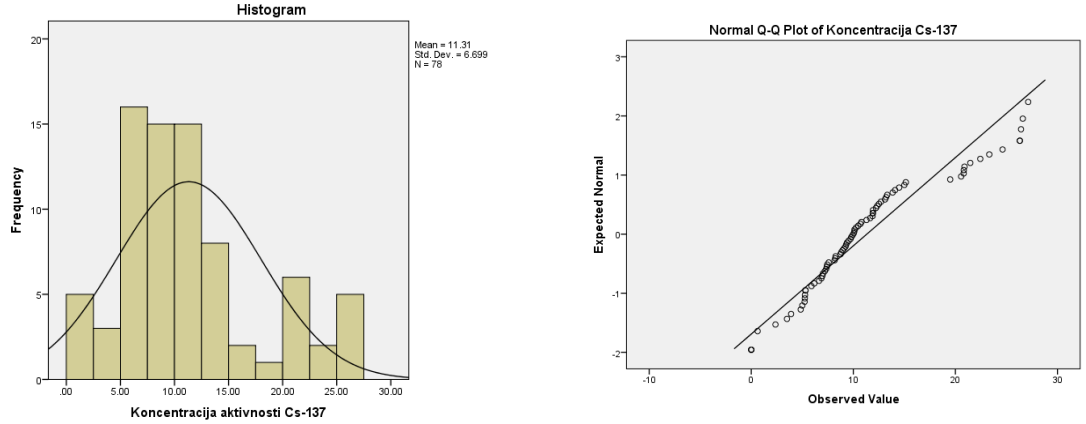
Слика 4.32 Хистограм и Q-Q plots расподеле концентрације ^{232}Th у узорцима земљишта са истраживаног простора



Слика 4.33 Хистограм и Q-Q plots расподеле концентрације ^{40}K у узорцима земљишта са истраживаног простора



Слика 4.34 Хистограм и Q-Q plots расподеле концентрације ^{226}Ra у узорцима земљишта са истраживаног простора



Слика 4.35 Хистограм и Q-Q plots расподеле концентрације ^{137}Cs у узорцима земљишта са истраживаног простора

За земљиште истраживаног простора израчунати су фактори контаминације (CF) како би се одредио степен контаминације природним радионуклидима (једначина 18) (Hakanson, 1980; Salminem et al., 2005). За *Background* концентрације активности ^{238}U, ^{232}Th и ^{40}K узете су вредности: 51, 55 и 640 Bq kg^{-1} редом (Todorović и други, 2016). Средње вредности фактора контаминације за земљиште испитиваног простора износили су: CF_U-0,45; CF_{Th}-1,64; CF_K-0,58. На основу добијених вредности израчунат је индекс оптерећења полутантима (PLI), који је износио 0,756. На основу добијене вредности PLI, може се закључити да земљиште истраживаног простора припада незагађеном земљишту, што се тиче природних радионуклида (PLI<1) (Tomlinson et al, 1980; Đozić, 2015).

Извршена је конверзија масених концентрације активности: ^{238}U, ^{232}Th и ^{40}K у концентрације елемената уранијума, торијума и калијума у земљишту (IAEA, 1989; Мандић-Јанковић и други, 2017). Добијене су следеће вредности:

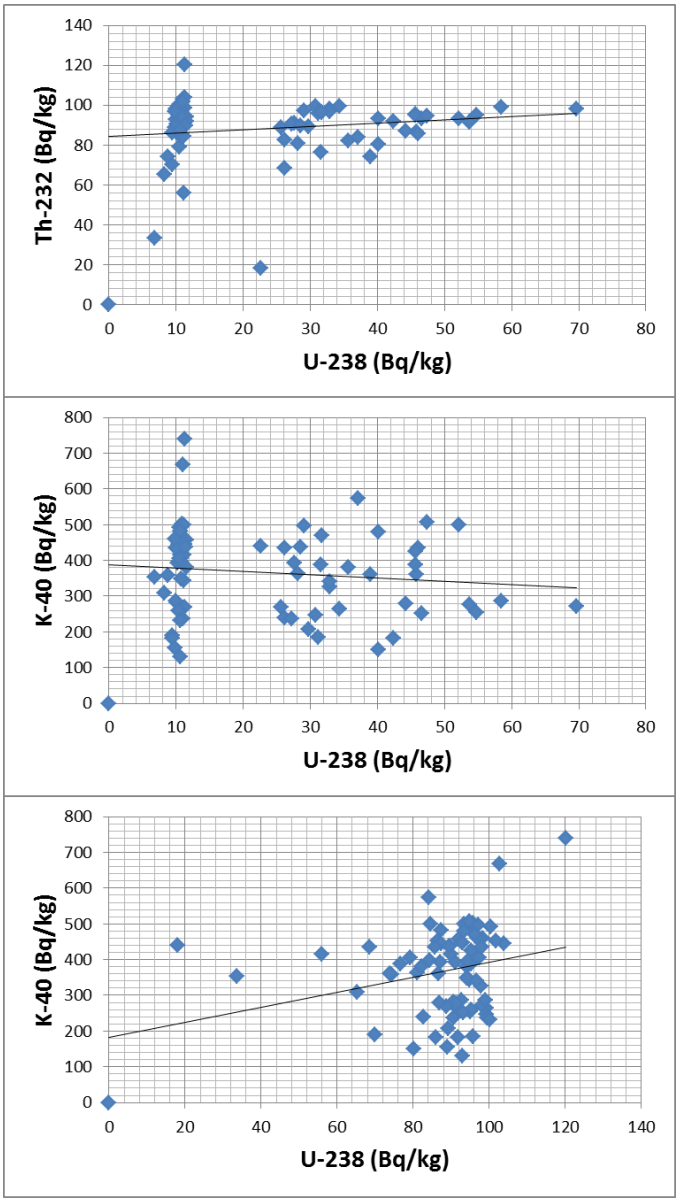
- од 0,6 до 5,7 mg kg^{-1} за уранијум (средња вредност 1,9 mg kg^{-1}),
- од 4,4 до 29,5 mg kg^{-1} за торијум (средња вредност 22 mg kg^{-1}) и
- од 0,4 до 2,4% за калијум (средња вредност 1,2 %).

Добијене вредности не одступају од вредности добијених у ранијим истраживањима (Schmus, 1995). Међусобни односи концентрација активности ова три радионуклида у испитиваним узорцима земљишта приказани су на слици 4.36.

Линеарна зависност између парова радионуклида испитана помоћу Пирсоновог коефицијента корелације, а резултати су приказани у табели 4.10.

Табела 4.10 Нивои корелације за парове радионуклида Th/U, K/U и K/Th

Парови радионуклида	Sig. (2-tailed)	Корелација постоји (Да/Не)	Смер корелације (Позитивна/Негативна)	Ниво корелације
Th/U	0,519	Не	/	/
K/U	0,103	Не	/	/
K/Th	0,294	Не	/	/



Слика 4.36 Однос концентрација активности уранијума, торијума и калијума у испитиваним узорцима

Из табеле се види да корелација за природне радионуклиде на истраживаном простору не постоји, а разлог томе је делом због различитог састава тла, односно матичне стене, а делом због антропогеног утицаја (вештачко ђубриво).

Средња вредност односа Th/U у анализираним узорцима земљишта истраживаног простора износи 3,91, што се уклапа у очекиван однос ових елемената за нормалну Земљину кору, где се креће од 3,7 до 4,0 (Schmus, 1995;Omaljev и Timotijević, 2005). У узорцима земљишта истраживаног простора, вредност односа K/U износи $1{,}26 \times 10^4$, а према подацима из литературе се разликује (Грубишић и други, 2007;Omaljev, 1982).

Добијена вредност је у складу са вредностима за нормалну Земљину кору чији је опсег концентрација од 1,0 до 1,3 x10^4 (Schmus, 1995), док однос K/Th у испитиваним узорцима земљишта износи 1.1x10^3. Добијене вредности односа Th/U и K/Th у узорцима земљишта на истраживаном простору у складу су са вредностима добијеним за земљишта Србије и Црне Горе, чије су средње вредности 3,9 и 1,9 × 10^3. (Dragović et al., 2006) и за територију Београда где средње вредности односа поменутих радионуклида износе 3,75 и 1,8x10^3 (Mandić et al., 2010). Добијена вредност односа K/U је виша у односу на поменуте просечне вредности добијене за земљишта Србије и Црне Горе, односно за територију Београда (7,2x10^3 и 6,6x1x10^3) (Dragović al., 2006 Mandić et al., 2010). Измерене концентрације радионуклида у узорку земљишта C25, односно глиновитог материјала из рудника, одговарају вредностима које су измерене у керамичким плочицама као грађевинском материјалу (Janković et al., 2013).

4.2.3. Анализа варијансе између концентрације радионуклида обрадивог и необрадивог земљишта

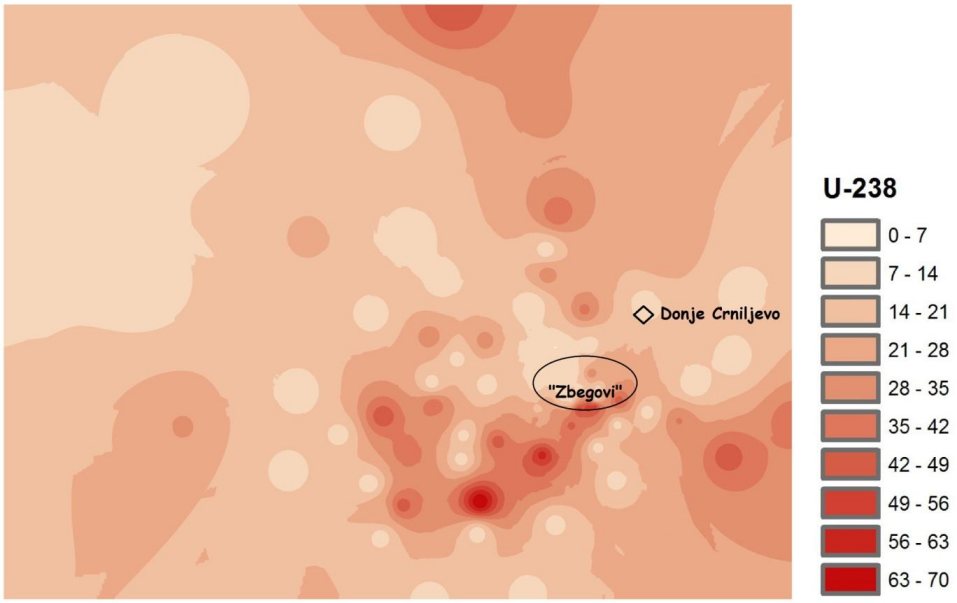
Са истраживаног простора узето је 46 узорака необрадивог и 32 узорка обрадивог земљишта. Да би добили сазнања о значајности разлика у концентрацијама активности радионуклида у узорцима обрадивог и необрадивог земљишта, у програмском пакету SPSS статистика (www.ibm.com, 2014), извршена је једнофакторска анализа варијансе (One-Way ANOWA) концентрације радионуклида у узорцима обрадивог и необрадивог земљишта истраживачког простора. Као нулта хипотеза узето је да не постоје разлике у концентрацијама између радионуклида у обрадивом и необрадивом земљисту. Резултати анализе су показали да се нулта хипотеза може прихватити, односно да не постоје значајне разлике у концентрацијама радионуклида у узорцима обрадивог и необрадивог земљишта (табела 4.11).

Табела 4.11 Анализа варијансе концентрације радионуклида у узорцима земљишта узетих са обрадивих и необрадивих површина земљишта

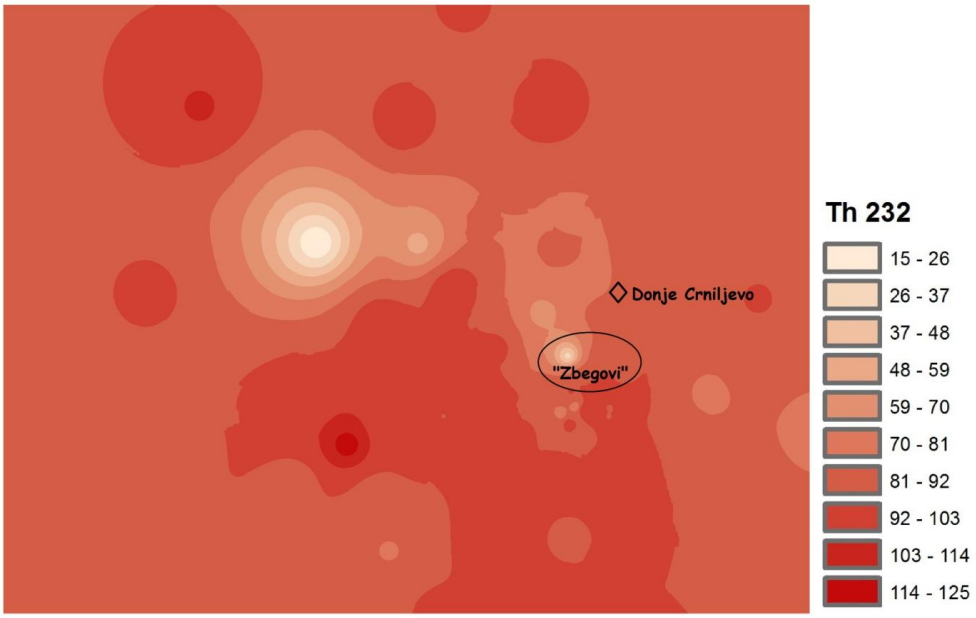
Радионуклид	F_{izr}	F_{crit}	p
^{238}U	0,113	3,967	0,738
^{232}Th	0,656		0,420
^{40}K	0,061		0,806
^{226}Ra	0,684		0,411
^{137}Cs	0,443		0,508

4.2.4. Просторна дистрибуција радионуклида истраживаног простора

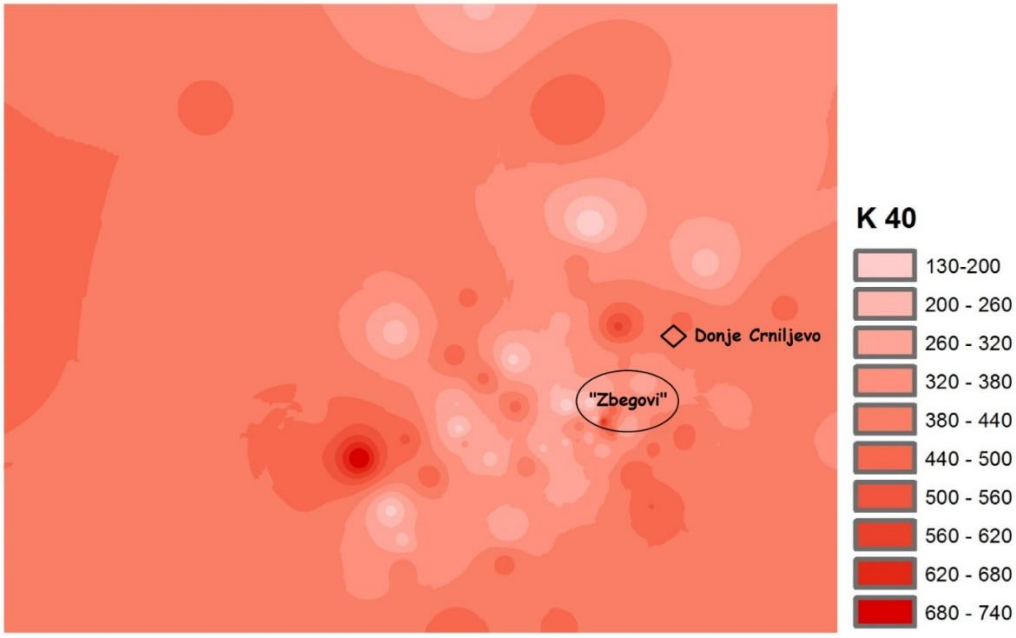
Просторна дистрибуција концентрација активности радионуклида истраживаног простора добијена коришћењем ординарне кригинг методе представљена је на сликама 4.37-4.41. Тамнија боја на сликама означава више концентрације. Уочава се да високе концентрације активности анализираних радионуклида нису на самој површини копа нити у непосредној близини. Шта више, те површине су представљене најблеђом бојом, што значи да су то неконтаминиране површине, нарочито вештачким радионуклидима. То се могло и очекивати обзиром да у време генезе глиновитог материјала исти нису ни постојали. Дистрибуција највише вредности концентрација активности ^{238}U је на обрадивим површинама које су третиране вештачким ђубривима, а ^{137}Cs на правцу доминантног ветра, и на вишим надморским висинама прекривеним шумом. На сликама просторне дистрибуције за ^{226}Ra и ^{232}Th се уочава велика сличност, што потврђује високу корелацију између ова два радионуклида, и доказује да имају заједничко порекло.



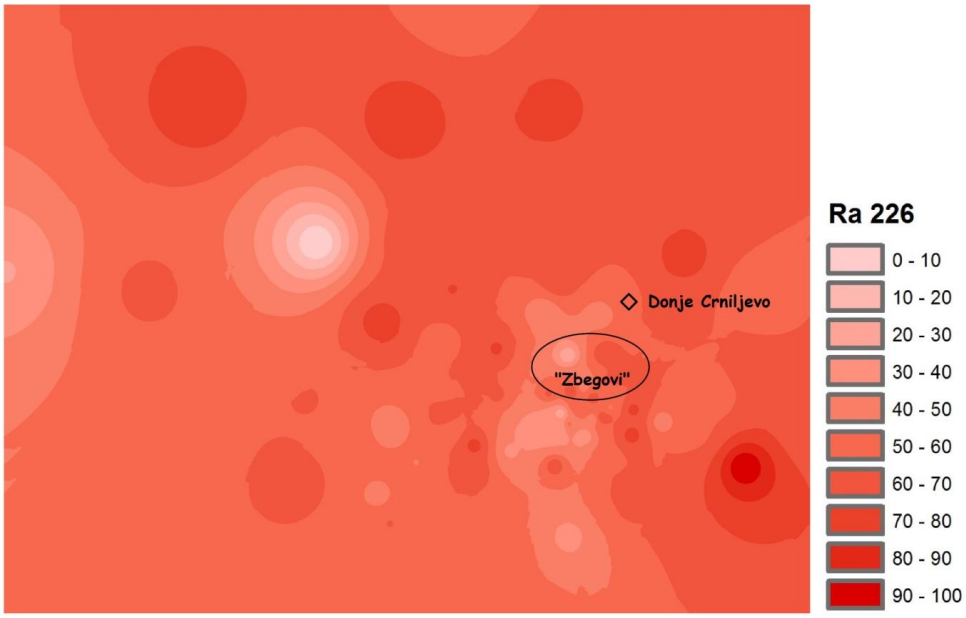
Слика 4.37 Просторна дистрибуција ^{238}U у земљишту истраживаног простора



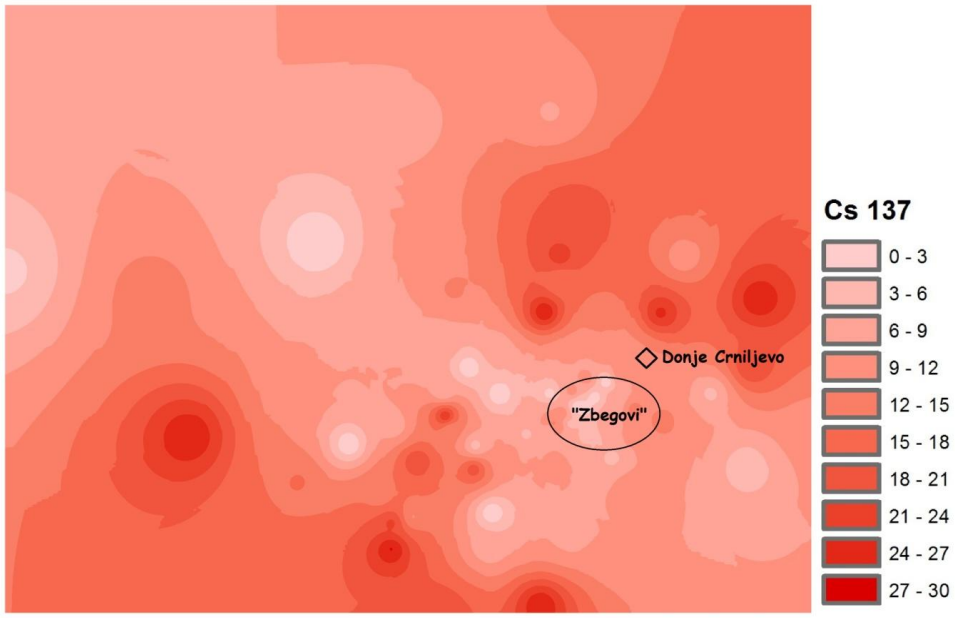
Слика 4.38 Просторна дистрибуција ^{232}Th у земљишту истраживаног простора



Слика 4.39 Просторна дистрибуција ^{40}K u земљишту истраживаног простора



Слика 4.40 Просторна дистрибуција ^{226}Ra у земљишту истраживаног простора



Слика 4.41 Просторна дистрибуција ^{137}Cs у земљишту истраживаног простора

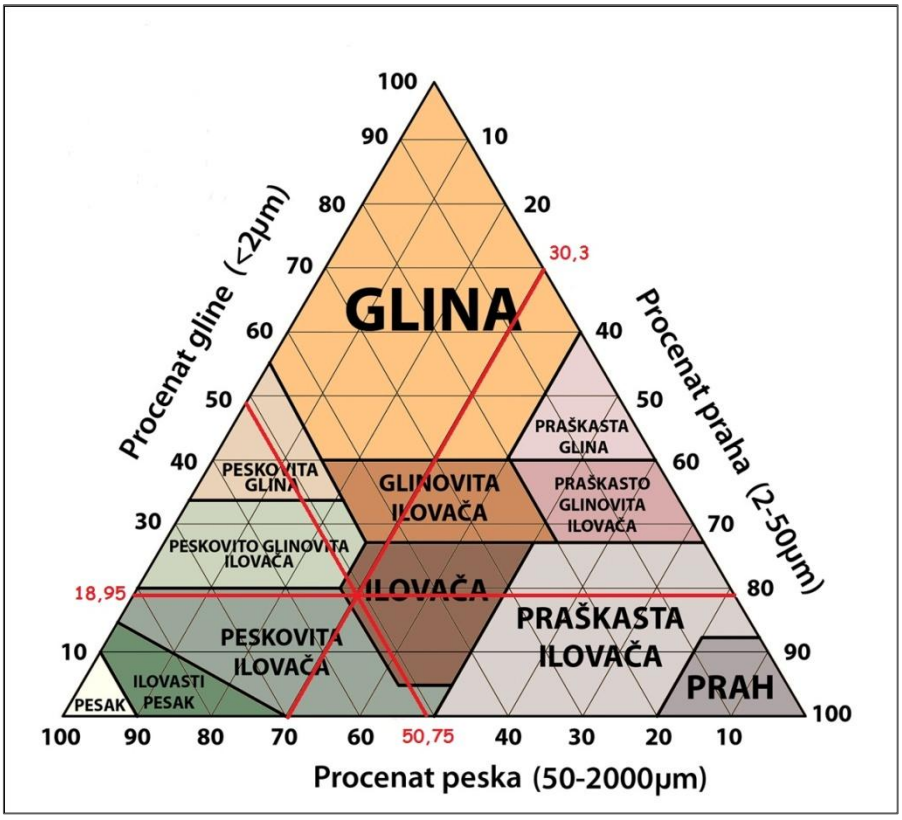
4.3. Физичко-хемијске карактеристике земљишта испитиваног простора

Физичко-хемијске карактеристике земљишта као сто су: гранулометријски састав, pH вредност, садржај хумуса, количина карбоната ($CaCO_3$), могу утицати на миграцију и адсорпцију тешких метала и радионуклида у земљишту (Штрбац и други, 2018). Ови параметри у земљишту истраживаног простора, на дубини до 20 cm, описани су дескриптивном статистиком у табели 4.12 (www.ibm.com, 2014).

Табела 4.12 Дескриптвна статистика физичко-хемијских карактеристика земљишта истраживаног простора

Параметар	Ср. вредност	Опсег	Ст. девијација	Min	Max	Коеф. асиметрије	Коеф. заобљености
Песак (%)	50,75	51,1	8,98	19,5	70,5	-0,88	1,44
Прах (%)	30,30	29,0	5,11	15,2	44,2	0.36	0.38
Глина (%)	18,95	35,1	6,74	10,2	45,3	1,68	2,99
pH u H_2O	5,48	2,97	0,75	4,02	6,99	0,21	-0,44
pH u 1 M KCL	5,20	2,96	0,71	3,69	6,65	-0,11	-0,70
Садржај хумуса (%)	2,98	3,88	0,90	0,70	4,58	-0,06	-0,16
Садржај карбоната	0,25	3,47	0,39	0,21	3,68	8,83	78

Добијени резултати су у складу са резултатима добијеним у ранијим истраживањима за земљишта Мачве (Mrvić et al., 2023). Вредности за количину карбоната су биле испод прага детекције (<0,21%) сем у једном узорку (C50). На основу садржаја $CaCO_3$ земљиште истраживаног простора припада слабо карбонатним (<2% $CaCO_3$). pH (KCl) вредности земљишта истраживаног простора крећу се у распону од 3,69 до 6,65, са срењом вредношћу од 5,20. Највећи број узорака земљишта показао је слабо киселу (5,51-6,50) и киселу (4,51-5,50) реакцију, на основу класификације земљишта према киселости по Thun-у. На основу просечног садржаја хумуса (2,98) земљиште има умерен садржак хумуса (од 2 до 4 %) (Golubović, 2020), мада се земљишта испитиваног подручја налазе како у категорији јако сиромашних у хумусу (0,70 %), до земљишта у којима је хумус заступљен са 4,58 % (висок садржај хумуса). На слици 4.42 представљен је гранулометријски састав земљишта истраживаног простора, према USDA стандарду (*United States Department of Agriculture*).



Слика 4.42 Текстурни троугао земљишта истраживаног простора

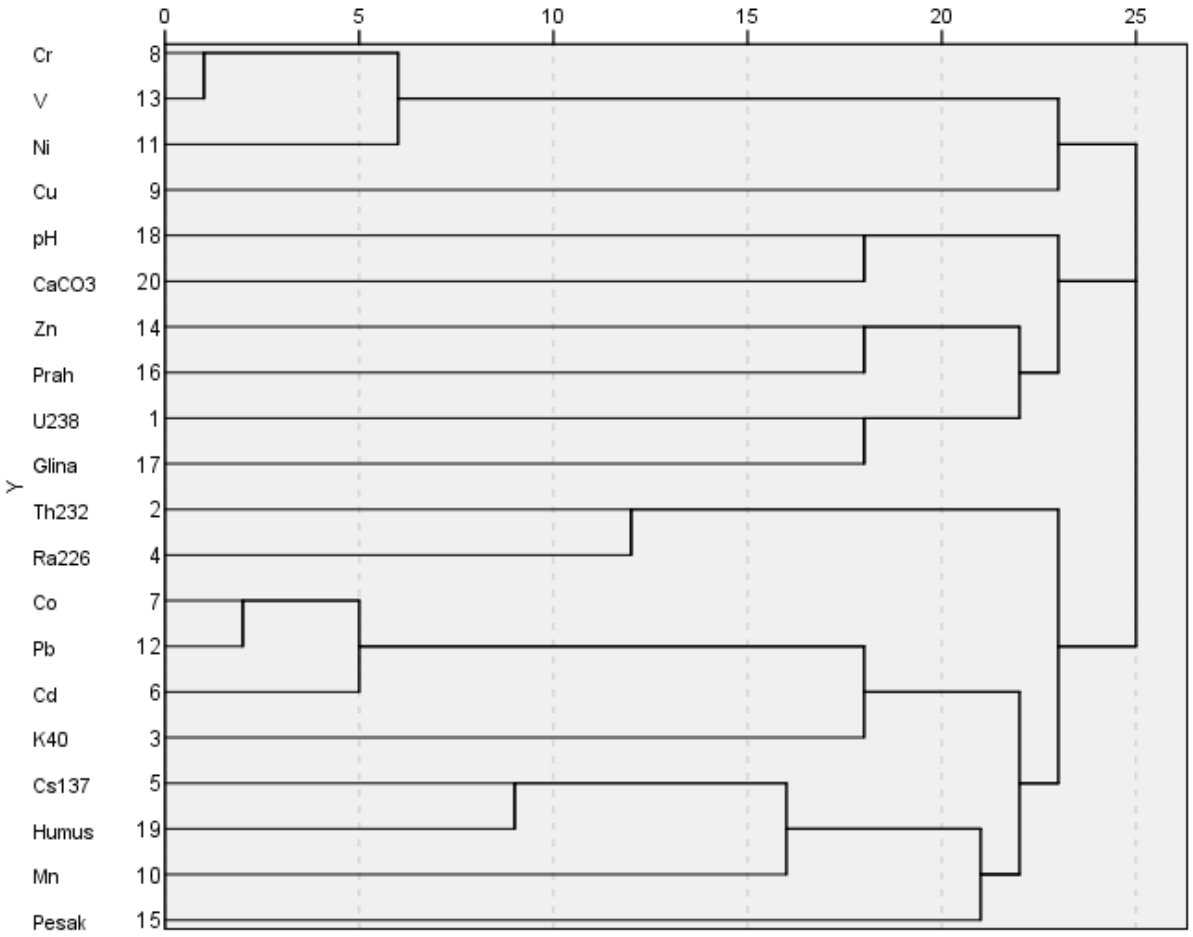
На основу средњих вредности механичких фракција испитиваних узорака земљишта, које су износиле 50,75% песка, 30,30% праха и 18,95% глине, земљишта на истраживаном подручју припада иловачама (Слика 4.42). Однос фракција кретао се у распону од 19,5 % до 70,5 % (песак), 15,2 % до 44,2 % (прах) и 10,2 % до 45,3 % (глина). Земљишни покривач ове регије проучавао је већи број истраживача. Танасијевић и Павићевић (1953) наводе да геолошку подлогу Мачве чине хетерогени делувијално-алувијални наноси, депоновани преко неогених седимената. Текстурни састав наноса обухвата глину, иловачу и шљунак, при чему у горњем хоризонту профила преовлађује иловача, уз локално јављају фракције шљунка и песка.

Текстура земљишта представља један од значајних фактора који утичу на његова физичка и хемијска својства, укључујући пропустљивост, задржавање воде и способност везивања различитих хемијских компоненти. Већи удео песка, у поређењу са глином, може допринети већој пропустљивости земљишта, док присуство праха и глине повећава способност задржавања воде и растворених или сорбованих супстанци. Међутим, понашање појединих елемената у земљишту не може се тумачити само на

основу текстуре, већ зависи и од pH вредности, садржаја органске материје, минералошког састава и других физичко-хемијских карактеристика земљишта (Golubović, 2020).

4.4. Хијерархијска кластер анализа груписања (HCA) података са истраживаног простора

Помоћу програмског пакета SPSS (www.ibm.com, 2014) извршена је хијерархијска анализа груписања и утврђен је степен корелације између тешких метала, радионуклида и физичко-хемијских карактеристика земљишта истраживаног простора. У форми дендрограма (Слика 4.43) представљени су резултати анализе. Вредности Пирсоновог корелационог коефицијента за испитиване параметре дате су у табели 4.13.



Слика 4.43 Дендрограм добијен хијерархијском анализом груписања радионуклида, тешких метала и физичко-хемијских карактеристика земљишта

Табела 4.13 Пирсонови корелациони коефицијенти за радионуклиде, тешке метале и физичко-хемијске карактеристике земљишта истраживаног простора

	U-238	Th-232	K-40	Ra-226	Cs-137	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	V	Zn	Pes	Prah	Glin	pH	Hum	CaCO3
U-238	1,000	,074	-,186	-,010	-,098	-,131	-,156	,123	,035	,007	,123	,010	,170	,146	**-,327****	**,250***	**,246***	,054	,176	,045
Th-232	,074	1,000	,120	**,454****	-,108	,096	,043	,084	,063	,017	-,088	-,021	,199	-,058	-,010	,131	**-,086**	-,171	-,006	,065
K-40	-,186	,120	1,000	-,077	-,007	,189	,395**	-,351**	,084	-,174	-,291**	,176	-,250*	,000	-,144	,078	,132	-,022	-,196	,121
Ra-226	-,010	,454**	-,077	1,000	,002	,165	,160	-,202	-,214	,043	-,225**	,137	-,196	,058	,092	-,034	-,096	-,031	,002	,120
Cs-137	-,098	-,108	-,007	,002	1,000	,159	,211	-,123	,128	,359**	-,043	,335**	-,070	-,064	,202	-,031	-,245*	-,113	,574**	-,036
Cd	-,131	,096	,189	,165	,159	1,000	,797**	,216	-,286*	,214	,139	**,711****	,286*	,056	,165	-,006	-,215	-,247	,006	,076
Co	-,156	,043	,395**	,160	,211	**,797****	1,000	-,267*	-,176	,226*	-,276*	**,851****	-,091	,062	,046	,088	-,128	-,172	-,005	,084
Cr	,123	,084	-,351**	-,202	-,123	,216	-,267*	1,000	,001	,099	**,768****	-,150	**,917****	-,157	-,008	,018	-,003	-,152	,057	-,078
Cu	,035	,063	,084	-,214	,128	-,286*	-,176	,001	1,000	,056	-,009	-,107	,205	-,096	,002	,151	-,118	,165	,166	-,083
Mn	,007	,017	-,174	,043	,359**	,214	,226*	,099	,056	1,000	,083	,429**	,233*	,004	,078	,219	-,271*	-,140	,261*	,040
Ni	,123	-,088	-,291**	-,225*	-,043	,139	-,276*	,768**	-,009	,083	1,000	-,211	,607**	-,151	,031	,030	-,065	,000	,003	-,035
Pb	,010	-,021	,176	,137	,335**	,711**	,851**	-,150	-,107	,429**	-,211	1,000	,017	,248*	,109	,140	-,251*	-,100	,117	,041
V	,170	,199	-,250*	-,196	-,070	,286*	-,091	,917**	,205	,233*	**,607****	,017	1,000	-,153	-,033	,120	-,047	-,191	,137	-,086
Zn	,146	-,058	,000	,058	-,064	,056	,062	-,157	-,096	,004	-,151	,248*	-,153	1,000	-,037	**,253***	-,142	**,249***	-,107	-,035
Pes	-,327**	-,010	-,144	,092	,202	,165	,046	-,008	,002	,078	,031	,109	-,033	-,037	1,000	**-,668****	**-,826****	-,014	,077	,060
Prah	,250**	,131	,078	-,034	-,031	-,006	,088	,018	,151	,219	,030	,140	,120	,253*	-,668**	1,000	,131	,036	,142	,001

Glin	,246*	-,086	,132	-,096	-,245*	-,215	-,128	-,003	-,118	-,271*	-,065	-,251*	-,047	-,142	-,826**	,131	1,000	-,008	-,210	-,081
pH	,054	-,171	-,022	-,031	-,113	-,247*	-,172	-,152	,165	-,140	,000	-,100	-,191	,249*	-,014	,036	-,008	1,000	,043	,**226***
Hum	,176	-,006	-,196	,002	,574**	,006	-,005	,057	,166	,261*	,003	,117	,137	-,107	,077	,142	-,210	,043	1,000	-,068
$CaCO_3$	,045	,065	,121	,120	-,036	,076	,084	-,078	-,083	,040	-,035	,041	-,086	-,035	,060	,001	-,081	,226*	-,068	1,000

** Корелација је статистички значајна на нивоу 0,01 (двострани тест, *2-tailed*).

* Корелација је статистички значајна на нивоу 0,05 (двострани тест, *2-tailed*).

На основу резултата добијених хијерархијском анализом груписања, испитиване промењљиве – радионуклиди, тешки метали и физичко-хемијске карактеристике земљишта – могу се сврстати у *три основна кластера.* Резултати HCA су приказани у форми дендрограма, док су вредности Пирсонових коефицијената корелације између испитиваних параметара приказане у корелационој матрици. Статистички значајне корелације разматране су на нивоу поузданости $p < 0{,}01$.

Први кластер чине тешки метали *Cr, V, Ni* и *Cu*. Унутар овог кластера јасно се издваја грана Cr–V–Ni. Највиша позитивна корелација утврђена је између Cr и V (r=0,97; p<0,01), док су високе позитивне корелације утврђене и између Cr и Ni (r=0,7; p<0,01) и V и Ni (r=0,607; p<0,01). Оваква структура указује на веома сличне обрасце варирања ових метала у истраживаном простору и може упућивати на сличне изворе или заједничке геохемијске процесе који утичу на њихову дистрибуцију. Cu се наведеној групи придружује на већој удаљености, при чему са Cr, Ni и V не показује статистички значајне корелације на нивоу p<0,01 што указује на слабију повезаност Cu са основном граном Cr–V–Ni.

Други кластер обухвата *pH, $CaCO_3$, Zn, прах, U-238* и *глину.* Овај кластер карактеришу генерално слабије међусобне корелације него први и трећи кластер. U-238 показује статистички значајну негативну корелацију са песком (r=-0,327; p<0,003), док су његове позитивне корелације са прахом (r=0,250) и глином (r=0,246) значајне само на нивоу p<0,005. Овакав образац указује да повећање садржаја U-238 може бити повезано са већим уделом финијих фракција земљишта и мањим уделом песка, мада су везе са прахом и глином релативно слабе.

Zn не показује статистички значајне корелације на нивоу p<0,01 осталим параметрима, док су његове позитивне корелације са прахом (r=0,253) и pH (r=0,249) значајне на нивоу p<0,05. Слично томе, између pH и $CaCO_3$ утврђена је слаба позитивна корелација (r=0,226; p=0,0046), значајна само на нивоу p<0,05. Због тога овај кластер треба интерпретирати првенствено као групу променљивих са сличним укупним обрасцем варирања, а не као групу међусобно снажно корелисаних параметара.

Трећи кластер обухвата радионуклиде *Th-232, Ra-226, K-40* и *Cs-137,* тешке метале *Co, Pb, Cd* и *Mn,* као и *хумус и песак.* У оквиру овог кластера могу се издвојити неколико карактеристичних грана.

Једну грану чине природни радионуклиди *Th-232* и *Ra-226*, између којих је утврђена статистички значајна позитивна корелација (r=-0,454; p<0,01). Њихово груписање

указује на сличан образац дистрибуције у узорцима и може бити повезано са заједничким природним, односно литогеним факторима који контролишу њихово присуство у земљишту.

Посебно јасно издвојену грану чине *Co, Pb* и *Cd.* Између *Co* и *Pb* утврђена је веома висока позитивна корелација (r=0,851; p<0,01), између *Cd* и *Co* (r=0,797; p<0,01), а између *Cd* и *Pb* (r=0,711; p<0,01), Високе позитивне корелације између ових метала и њихово груписање у дендрограму указују на веома сличан образац њиховог просторног варирања и могу указивати на заједничке изворе или сличне процесе акумулације у земљишту. Међутим, сама HCA и корелациона анализа нису довољне да се дефинитивно утврди њихово порекло.

K-40 показује статистички значајну позитивну корелацију са *Co* (r=0,395; p<0,01), док са *Cr* (r=-0,351; p<0,01), и *Ni* (r=-0,291; p~0,01), показује негативне корелације. Овакви односи указују на различите обрасце дистрибуције *K-40* у односу на групу *Cr–V–Ni*.

Посебна грана овог кластера формирана је између *Cs-137* и *хумуса*, између којих је утврђена релативно висока и статистички значајна позитивна корелација (r=0,574; p<0,01), резултат указује на значај органске материје земљишта за дистрибуцију и задржавање Cs-137. *Cs-137* је такође статистички значајно позитивно корелисан са *Mn* (r=0,359; p<0,01), и *Pb* (r=0,335; p=0,003). *Mn* и *Pb* такође показују статистички значајну позитивну корелацију (r=0,429; p<0,01), што додатно објашњава њихово повезивање у оквиру шире гране дендрограма.

Код механичког састава земљишта посебно се издвајају веома високе негативне корелације између *песка* и *глине* (r=-0,826; p<0,01) и између *песка и праха* (r=-0,668; p<0,01). Међутим, ове корелације треба тумачити уз уважавање композиционе природе гранулометријских података, јер збир песка, праха и глине износи приближно 100%, па повећање удела једне фракције нужно подразумева смањење удела друге.

Посматрано у целини, резултати HCA и Пирсонове корелационе анализе показују да су *најизраженије међусобне везе утврђене између Cr, V* и *Ni,* односно између *Cd, Co* и *Pb.* Значајна повезаност утврђена је и између *Cs-137* и *хумуса*, као и између *Th-232 и Ra-226*. Ови односи потврђују структуру уочену на дендрограму и указују на постојање различитих фактора који контролишу дистрибуцију радионуклида, тешких метала и карактеристика земљишта у истраживаном простору

4.5. Процена радијационог ризика по живи свет и становништво истраживаног простора

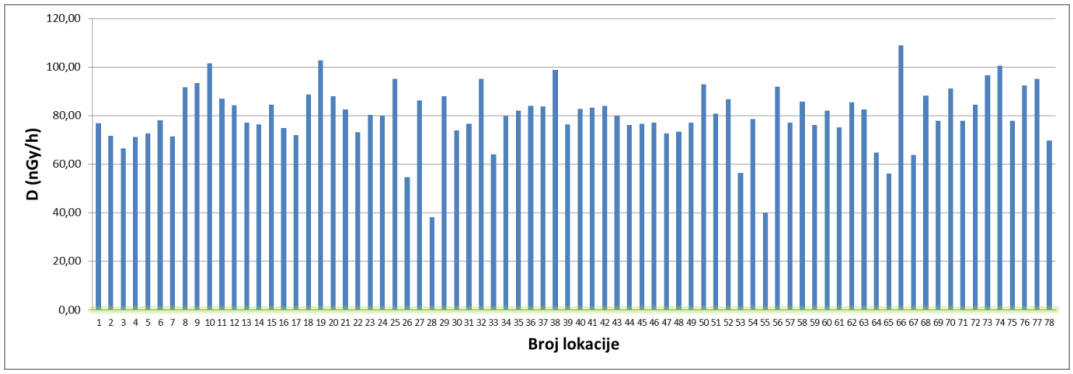
4.5.1. Процена радијационог ризика по становништво

Индекси ризика и јачина апсорбоване дозе γ зрачења услед спољашњег излагања на испитиваном простору процењени су коришћењем средње вредности концентрација активности ^{238}U, ^{232}Th и ^{40}K. Дескриптивна статистика јачине апсорбоване дозе зрачења ($\dot{D}$), годишње ефективне дозе (E), додатног ризика од развоја рака током живота ($ELCR$) и индекса спољашњег радијационог ризика (H_{ex}) на становништво испитиваног простора са 78 локација приказана је у Табели 4.14.

За израчунавање јачине апсорбоване дозе гама зрачења у ваздуху на један метар изнад тла, која потиче од ^{238}U,^{232}Th и ^{40}K коришћена је једначина 20. Израчунате вредности јачине апсорбоване дозе крећу се у опсегу од 38,3 до 109 nGy h^{-1}, док је средња вредност на 78 локација истраживаног простора 80,1 nGy h^{-1} (Илић, 2020). Према подацима из литературе вредност јачина апсорбоване дозе на један метар од тла у нормалним условима износи 60 nGy h^{-1}, док за различите територије те вредности варирају од 10 до 200 nGy h^{-1} (UNCSEAR, 2010). Средња вредност јачине апсорбоване дозе за територију Београда износи 60,5 nGy h^{-1} (Jankovic- Mandic & Dragović, 2010). Добијене више вредности јачине апсорбоване дозе у овом истраживању могу се тумачити различитошћу матичних стена од које је настало земљиште истраживаног простора у односу на земљишта у наведеним истраживанањима, односно да су измерене незнатно више вредности торијума (Adagunodo et al., 2018;Turhan, 2009). Добијене вредности јачине апсорбоване дозе за свих 78 локација истраживаног простора представљене су на слици 4.44.

Табела 4.14 Дескриптивна статистика јачине апсорбоване дозе гама зрачења, годишње ефективне дозе и индекса радијационог ризика услед излагања земљишним радионуклидима

Параметар	Средња вредност	Станд. девијација	Min	Max
$\dot{D}$ (nGyh^{-1})	80,1	12,4	38,3	108,9
E (μSv)	98,2	15,3	46,9	133,5
ELCR (x10^{-4})	3,8	0,6	1,8	5,1
Hex	0,48	0,01	0,22	0,65



Слика 4.44 Јачина дозе зрачења на локацијама узорковања на испитиваног простора

На основу једначина 21 и 22 и измерених концентрација активности ^{238}U, ^{232}Th и ^{40}K, израчунате су годишња ефективна доза и додати ризик од развоја рака током живота услед излагања радионуклидима из земљишта. Дескриптивна статистика ових параметара добијена на основу резултата мерења концентрација активности узорака са 78 локација приказана је у Табели 4.14. Добијене вредности годишње ефективне дозе на истраживаном простору варирају у опсегу 46,9-134 μSv. Годишња ефективна доза зрачења у свету, процењена на основу радионуклида из земљишта, износи 70 μSv (UNCSEAR, 2010). На истраживаном простору, у околини насеља Доње Црниљево, средња вредност процењене годишње ефективне дозе зрачења износи 98,2 μSv, што представља вишу вредност у односу на светски просек, због карактеристике земљишта које има нешто више концентрације торијума (Adagunodo et al., 2018 ; Turhan, 2009). Израчуната средња вредност додатог ризика од развоја рака током живота износи 3,8x10^{-4} и у складу је са светским просеком, који износи 2,9x10^{-4} (Taskin et al, 2009). Добијена

вредност може указати на потенцијалну могућност добијања канцера, као последице негативног утицаја радионуклида из земљишта. Ова вредност је мало повећана у односу на вредност за територију Београда која износи 2,8xl0^{-4} (Mandić et al., 2010) а нижа је у односу на област Кирклареli, Турска, која износи 5,0x10^{-4} (Taskin et al, 2009).

На основу концентрација активности ^{238}U, ^{232}Th и ^{40}K коришћењем једначине 23 израчунат је индекс спољашњег радијационог ризика за становништво услед излагања природним радионуклидима из земљишта. Средња вредност индекса радијационог ризика добијена овим истраживањем износи 0,48 и не сматра се значајним услед спољашњег излагања пошто је мања од један. Опсези вредности овог индекса од 0,22-0,65 указују на то да на истраживаном простору не постоји значајан радијациони ризик за становништво услед излагања природним изворима зрачења из земљишта. Индекс спољашњег радијационог ризика услед излагања радионуклидима из земљишта израчунат на основу концентрација радионуклида у земљишту у студији спроведеној у рудницима каолина у Ifonyintedo, Нигерија износи 0,48 (Adagunodo et al., 2018) што је у складу са резултатима добијеним у овом истраживању.

4.5.2. Процена радијационог ризика по живи свет

Законски оквири, које је прописало америчко министарство за енергетику (DOE), ослањају се на технички стандард у коме се прописане границе за живи свет, чија примена ограничава негативан утицај јонизујућег зрачења на популацију биљака, животиња, гљива и бактерија (DOE, 2004) (Ćujić & Dragović, 2018). Апсорбована доза за водене животиње и копнене биљке не би требало да прелази 10 mGy d^{-1}, а за копнене животиње 1 m Gy d^{-1} од излагања радионуклидима у земљишту.

У овом раду анализе су вршене на нивоу 2 програма RESRAD-BIOTA, верзија 1.8 (скрининг специфичан за локацију), при чему су коришћени копнени референтни организми доступни у софтверу, односно биљке и животиње које настањују копнена станишта.

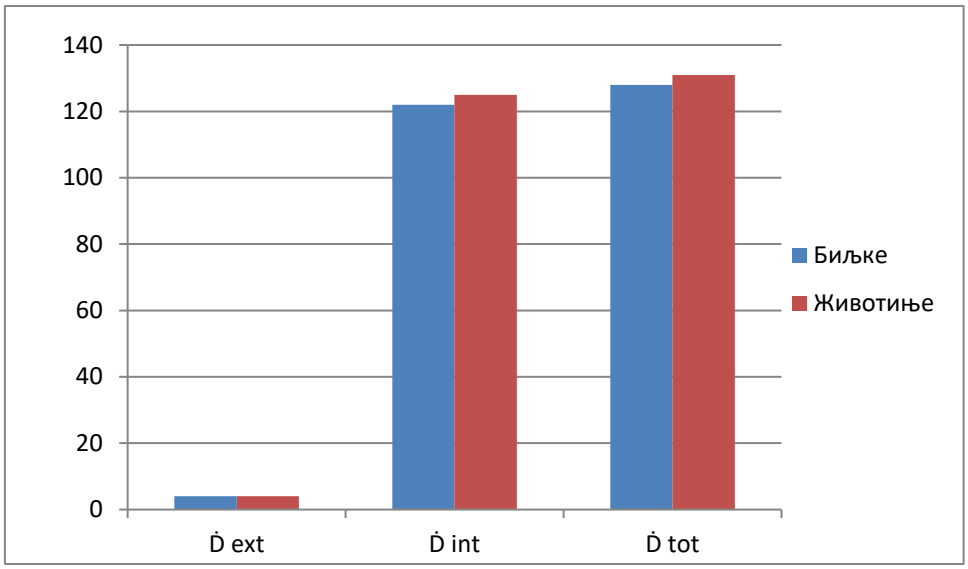
Процена радијационог ризика на биоту извршена уз помоћ софтвера RESRAD BIOTA 1.8, ниво 2, односно скрининг специфичан за локацију (истраживани простор) где се користе реалније повезани параметри репрезентативни за локацију. Израчунате средње концентрације активности (Bq kg^{-1}) ^{238}U, ^{234}Th, ^{40}K, ^{226}Ra и ^{137}Cs (Табела 4.9) биле су улазни подаци за процену апсорбоване дозе зрачења за референтне копнене организме:

биљке (лишајеви, маховине, траве, жбунасте биљке и дрвеће) и животиње (водоземци, гмизавци, глисте, летећи инсекти, детритофагни бескичмењаци, птице, крупни и ситни сисари), које се по дифолту налазе у RESRAD BIOTI, на испитиваном простору, при чему је узета у обзир и временска зависност и просторни степен контаминације.

Добијени збир фракција (Total Ratio) износио је 0,13 (<1), што значи да је доза испод дозвољене за копнене биљке и животиње и да не представља опасност по живи свет. Након скрининга није било потребе за прелазак на следећи ниво анализе, односно концентрације радионуклида су испод препоручених, односно озрачивање биљака и животиња на истраживаном простору је у границама лимитиране дозе. За спољашње излагање биљака и животиња које потиче од радионуклида из земљишта добијена је вредност $5{,}89\text{x}10^{-6}$ Gy d^{-1} (Табела 4.15). Вредност дозе за унутрашње излагање за животиње износи $1{,}25\text{x}10^{-4}$ Gy d^{-1}, а за биљке $1{,}22\text{x}10^{-4}$ Gy d^{-1}. Укупна јачина апсорбоване дозе износи за животиње $1{,}31\text{x}10^{-4}$ Gy/d, односно $1{,}28\text{x}10^{-4}$ Gy d^{-1} за биљке (Слика 4.45), што је у границама препорученог излагања биљака и животиња (мања од $1\text{x}10^{-3}$ Gy d^{-1} за копнене животиње, односно мања од $1\text{x}10^{-2}$ Gy d^{-1}за биљке) (DOE, 2002).

Табела 4.15 Јачина апсобоване дозе зрачења услед спољашњег и унутрашњег излагања и укупна јачина апсорбоване дозе зрачења услед излагања ^{137}Cs, ^{40}K, ^{226}Ra, ^{234}Th и ^{238}U из земљишта за референтне групе животиња и биљака на истраживаном простору

Нуклид	$\dot{D}_{ext}$ (Gy d^{-1})		$\dot{D}_{int}$ (Gy d^{-1})		$\dot{D}_{tot}$ (Gy d^{-1})	
	Биљке	Животи	Биљке	Животи	Биљке	Животи
^{137}Cs	$1{,}21\text{x}10^{-07}$	$1{,}21\text{x}10^{-07}$	$1{,}23\text{x}10^{-06}$	$1{,}42\text{x}10^{-05}$	$1{,}35\text{x}10^{-06}$	$1{,}43\text{x}10^{-05}$
^{40}K	$3{,}47\text{x}10^{-06}$	$3{,}47\text{x}10^{-06}$	$6{,}94\text{x}10^{-05}$	$8{,}12\text{x}10^{-05}$	$7{,}29\text{x}10^{-05}$	$8{,}47\text{x}10^{-05}$
^{226}Ra	$2{,}09\text{x}10^{-06}$	$2{,}09\text{x}10^{-06}$	$5{,}05\text{x}10^{-05}$	$2{,}78\text{x}10^{-05}$	$5{,}26\text{x}10^{-05}$	$2{,}99\text{x}10^{-05}$
^{232}Th	$1{,}48\text{x}10^{-08}$	$1{,}48\text{x}10^{-08}$	$1{,}01\text{x}10^{-06}$	$1{,}59\text{x}10^{-06}$	$1{,}03\text{x}10^{-06}$	$1{,}60\text{x}10^{-06}$
^{238}U	$2{,}90\text{x}10^{-07}$	$2{,}90\text{x}10^{-07}$	$1{,}05\text{x}10^{-07}$	$1{,}04\text{x}10^{-07}$	$3{,}95\text{x}10^{-07}$	$3{,}94\text{x}10^{-07}$
Sum	$5{,}98\text{x}10^{-06}$	$5{,}98\text{x}10^{-06}$	$1{,}22\text{x}10^{-04}$	$1{,}25\text{x}10^{-04}$	$1{,}28\text{x}10^{-04}$	$1{,}31\text{x}10^{-04}$



Слика 4.45 Графички приказ унутрашње, спољашње у укупне апсорбоване дозе зрачења (μGy d^{-1}) за биљке и животиње услед излагања радионуклидима из земљишта

5. ЗАКЉУЧАНА РАЗМАТРАЊА

Резултати приказани у овом раду добијени су на основу мерења и анализе садржаја тешких метала и радионуклида у земљишту сакупљених на 78 локација на дубини од 0-20 cm, у периоду од 2018. до 2019. године, у околини насеља Доње Црниљево, Србија, односно околини лежишта глиновитог материјала "Збегови":

1. Методом оптичке емисионе спектрометрије са индуктивно спрегнутом плазмом (ICP-OES) средње вредности концентрација (mg kg^{-1}) тешких метала на истраживаном простору износиле су: Cd (0,53), Co (63,6), Cr (25,4), Cu (29,4), Fe (26016), Ni (21), Mn (690), Pb (32,5), V (30,8) и Zn (540). Ниједна средња вредност измерене концентрације тешких метала у земљишту истраживаног простора није изнад ремедијационе вредности прописане националном Уредбом. На 4 (четири) локације измерене су вредности цинка око 20 пута изнад граничне вредности (GV). Високе измерне вредности потичу највероватније од састава земљишта богатог цинком на појединим локацијама (распадање глиновитих шкриљаца) (Штрбац и други, 2018), али могу бити и последица антропогеног дејства (примена вишегодишњег ђубрива и употреба хемијских препарата у пољопривредној производњи). Поређењем концентрација анализираних тешких метала са концентрацијама метала које су одређене у земљишту на простору мачванског округа, унутар кога се налази истраживани простор, може се закључити да су измерене концентрације доста ниже за кадмијум и никл, нешто више за цинк и бакар, а сличне за олово и хром (Видојевић и други, 2015). Најниже измерене концентрације тешких метала су измерене на самом површинском копу глиновитог материјала "Збегови", и може се закључити да су то неконтаминиране површине тешким металима.
2. Да би се одредио степен загађења земљишта тешким металима на истраживаном простору израчунате су средње вредности следећих параметара:
   - фактор обогаћења (Cd (0,63); Co (11,2); Cr (0,59); Cu (1,85); Mn (1,46); Ni (1,64); Pb (1,50); V (0,71); Zn (10,6)). На основу средњих вредности, на истраживаном простору постоји слабо обогаћење Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb и V, док је Co и Zn обогаћење значајно.
   - гео-акумулациони индекс (Cd (-0,4), Co (2,2), Cr (-1,9), Cu (-0,51), Mn (- 0,71), Ni

(-0,43), Pb (-0,57), V (-1,63) и Zn (-0,95)); Вредности индекса на истраживаном простору показују да нема загађења испитиваним металима сем кобалтом (класа 3 - умерено до тешко загађење) и цинком (класа 1 – умерено загађење).

- фактор контаминације (Cd (1,18), Co (8,18), Cr (0,42), Cu (1,32), Mn (1,06), Ni (1,17), Pb (1,08), V (0,51) и Zn (7,83)); За све испитиване елемете, изузев волфрама и хрома, средња вредност CF већа је од јединице, што указује да у земљишту истразиваног простора постоји антропогени утицај и загађење тешким металима на појединим локацијама.
- индекс загађења креће се од 0,00 до 6,87. Средња вредност овог индекса износи 1,65 и на основу средње вредности, земљиште истраживаног простора је слабо загађено тешким металима.

3. Мапе просторне дистрибуције тешких метала показују сличан образац расподеле већине испитиваних тешких метала, са изузетком цинка. Најниже концентрације тешких метала измерене су управо у узорцима који су узети са површинског копа, а концентрација олова у тим узорцима је била испод прага детекције. Средње вредности концентрација активности (Bq kg^{-1}) анализираних радионуклида одређене гамаспектрометријском методом на истраживаном простору су: 23 ± 8 Bq kg^{-1} за ^{238}U; 89 ± 3 Bq kg^{-1} за ^{232}Th; 372 ± 7 за ^{40}K; 56 ± 2 Bq kg^{-1} за ^{226}Ra и 11 ± 0,5 Bq kg^{-1} за ^{137}Cs. Измерена ниже вредности концентрација радионуклида у земљишту непосредне околине рудника „Збегови“, где доспева и таложи се прашина из рудника, говори нам да не постоји повећање природне радиоактивности околног земљишта изазвано утицајем подигнуте прашине приликом површинске експлоатације глине.
4. Добијне вредности концентрација активности радионуклида не одступају од просечних вредности за земљиште у Србији и Македонији (Stojanovska et al., 2019). Поређењем података претходних студија са подацима добијеним у овом раду за глиновити материјал, може се закључити да су вредности истог реда величине.
5. У узорцима глиновитог материјала и земљишта са самог површинског копа концентрације ^{137}Cs су испод концентрација које се могу детектовати. Такође, може се закључити да су површине земљишта под експлоатацијом глиновитог материјала неконтаминиране површине вештачким радионуклидима.
6. Добијени резултати показују да је просторна дистрибуција највиших вредности концентрација активности ^{238}U на локацијама узорковања где је земљиште јако

нагнуто и где је дошло до водене ерозије (локација С8, С9, С10, С18, С19, С21, С35, С38, С48, С68, С73, С74 и С77), односно на земљишту насталом од миоценског конгломерата. Дистрибуција највиших вредности концентрација активности ^{232}Th и ^{226}Ra била је хетерогена и зависила је како од састава стена од којих је настало земљиште, тако и од антропогеног утицаја (вештачко ђубриво). Највише концентрације активности ^{232}Th (120 ± 4 Bq kg-1) и ^{40}K (739 ± 13 Bq kg-1) су измерене је на локацији 66 (Влашић), месту где је земљиште настало од глиновитих шкриљаца, где је воденом ерозијом дошло до огољавања матичне стене, а комадићи исте су се расули по околном земљишту. Дистрибуција ^{137}Cs на истраживаном простору хетерогена и зависила је од надморске висине, доминантног ветра и процента органског угљеника у земљишту.

7. Стандардним лабораторијским методама одређене су средње вредности физичко-хемијских карактеристике земљишта на истраживаном простору: песак (50,75 %), прах (30,3%), глина (18,94%), pH u H_2O (5,48), pH u 1M KCl (5,20), хумус (2,98%), $CaCO_3$ (0,25%).
8. За процену вертикалне расподеле природних радионуклида у непосредној околини лежишта глиновитог материјала израчунат је K-параметар. У испитиваним узорцима, вредности израчунатог K-параметра за ^{238}U, ^{226}Ra, ^{232}Th и ^{40}K су износиле: 1,07; 1,02; 0,97 и 1,26, где се види да свим поменутим радионуклидима незнатно пада концентрација са повећањем дубине слоја земљишта, сем за ^{232}Th. Са циљем одређивања степена контаминације радионуклидима израчунати су фактори контаминације, средње вредности овог фактора износиле су: CF_U-0,45; CF_{Th}-1,64; CF_K-0,58. На основу добијених вредности израчунат је индекс оптерећења полутантима (PLI), који је износио 0,756. На основу добијене вредности PLI (PLI<1), може се закључити да земљиште истраживаног простора припада незагађеном земљишту, што се тиче природних радионуклида.
9. Јачина апсорбоване дозе гама-зрачења у ваздуху на један метар изнад тла, која потиче од ^{238}U, ^{232}Th и ^{40}K налази се у опсегу 38,3-110 nGy h^{-1}, док је добијена средња вредност на 78 локација истраживаног простора 80,1 nGy h^{-1}. Та вредност је нешто виша од средње вредност јачине апсорбоване дозе зрачења за територију Београда, али се налази у границама које су одређене вредностима јачине апсорбоване дозе одређене на различитим локацијама у свету (10 - 200 nGy h^{-1}). Добијене више вредности јачине апсорбоване дозе у овом истраживању могу се тумачити тиме да

земљиште има незнатно више торијума у свом саставу. Добијене вредности годишње ефективне дозе на истраживаном простору су у опсегу 46.9-133 μSv. Средња вредност годишње ефективне дозе износи 98,2 μSv и нешто је виша у односу на светски просек, који износи 70 μSv.

10. Добијена средња вредност додатног ризика од развоја рака током живота износи $3,8\times10^{-4}$. Код становништва у околини и самом насељу Доње Црниљево, вредност фактора је незнатно већа у односу на вредност за територију Београда ($2,8\times10^{-4}$) и светски просек ($2,9\times10^{-4}$), али је знатно нижа у односу на област Kirklareli, Турска ($5,0\times10^{-4}$).
11. Средња вредност индекса спољашњег радијационог ризика добијена овим истраживањем износи 0,48. Све добије вредности налазе се у опсегу од 0,22-0,65 што указују на то да на истраживаном простору не постоји значајан радијациони ризик за становништво.
12. Уз помоћ компјутерског кода RESRAD BIOTA верзија 1.8, ниво 2, израчуната је јачина апсорбована дозе зрачења и процена радијационог ризика за биљке и животиње истраживаног простора. У процени су коришћене референтни организми (животиње и биљке) које се по дифолту налазе у програму. Спољашње излагање биљних и животињских врста које потиче од радионуклида из земљишта износило је $1,31\times10^{-4}$ Gy/d за животиње и $1,28\times10^{-4}$ Gyd^{-1} за биљке, што је у границама препорученог излагања, мање од 1 mGy d^{-1} за животиње, односно мање од 10 mGy d^{-1} за биљке.

На појединим локацијама истраживаног простора одређене су повишене концентрације тешких метала и концентрације активности радионуклида. Добијене концентрације су поређење са концентрацијама ранијих истраживања у свету и код нас и закључено је да се вредности измерених концентрације крећу у сличном распону. На основу измерених концентрација и њиховог поређења са прописаним граничним и ремедијационим вредностима, као и израчунатих показатеља контаминације, процењен је степен оптерећења земљишта тешким металима и радионуклидима на истраживаном подручју. Резултати не указују на изражено оптерећење већином испитиваних метала, иако су на појединим локацијама утврђене повишене концентрације појединих елемената. У овом истраживању није спроведена процена здравственог нити еколошког ризика од тешких метала, па се на основу добијених резултата не може непосредно закључивати о

њиховом ризику за становништво, биљке и животиње. Поред тога, проценом радијационог ризика није утврђен повећан радијациони ризик за биљке и животиње. Ово истраживања може послужити за процену ризика на живи свет и заштиту животне средине на простору од интереса. У будућим истраживањима потребно је истражити биоиндикаторе и спровести медицинска истраживања, као одговор на утицај тешких метала и радионуклида на становништво, биљне и животњске врсте.

6. ЛИТЕРАТУРА

Агенција за заштиту од јонизујућих зрачење и нуклеарну сигурност Србије. (2018). *Правилник о границама садржаја радионуклида у води за пиће, животним намирницама, сточној храни, лековима, предметима опште употребе, грађевинском материјалу и другој роби која се ставља у промет.* Службени гласни РС бр. 36/09 и 93/12.

Агенција за заштититу животне средине. (2009). *Извештај о стању земљишта у Републици Србији.* Београд: Министарство животне средине и просторног планирања.

Агенција за заштиту животне средине . (2018). *Уредба о граничним вредностима загађујућих, штетних и опасних материја у земљишту.* Агенција за заштиту животне средине Републике Србије „Сл. гласник РС”, број 30/2018.

Агенција за заштиту животне средине. (2010). *Уредба о програму системског праћења квалитета земљишта, индикаторима за оцену ризика од деградације земљишта и методологији за израду ремедијационих програма.* Агенција за заштиту животне средине Републике Србије "Сл. гласник РС", бр. 88/2010.

Агенција за заштиту животне средине. (2017). *Извештај о стању земљишта у Републици Србији за 2015. годину.* Београд: Министарство енергетике, развоја и заштите животне средине.

Агенција за заштиту животне средине. (2019). *Извештај о стању животне средине у Републици Србији за 2018. годину,.* Београд: Република Србија, Министарство заштите животне средине.

Adagunodo, T.A., George, A.I., Ojoawo, I.A., Ojesanmi, K. and Ravisankar, R., (2018). Radioactivity and Radiological Hazards from a Kaolin Mining Field in Ifonyintedo, Nigeria. *MetodsX*, 362–374.

Adriano, D.C., 2001. Trace elements in terrestrial environments: biogeochemistry, bioavailability and risks of metals, second ed. Springer-Verlag, New York.

Alagić, S. Č., Ranđelović, I., (2015). Maksimalno dozvoljene koncentracije esencijalnih metala bakra i cinka u zemljištu, u zakonodavstvima različitih zemalja. *Zaštita materijala, 56*, 397–402.

Al-Hamidaw, Ali Abid Abojassim. (2014). Assessment of Radiation Hazard Indices and Excess Life time Cancer Risk due to Dust Storm for Al-Najaf, Iraq. *Wseas Transactions on Environment and Development, 10*, 312-319.

Aničin, I., Uzarov, Đ.B., Bojović, P., Draganić, I., Draganić, Z., Jovanović, O., Krmpotić, Đ., Martinović, J., Mladenović, M. i Vojinović, M., (1981). *Radioaktivni izotopi i zračenja* (Vol. Knjiga I). Beograd: Institut za nuklearne nauke "Vinča".

Aras, A., Albayrak M., Arikan, M., Sobolev, K., (2016). *Evaluation of selected Kaolins as raw materials for the Turkish cement and concrete industry* (Vol. 42 (2)). J. Fine Part. Sci.

Baize, D. (1993). *Soil Science Analyses, A Guide to Current Use.* Chichester: John Wiley & Sons.

Bek-Uzarov, Đ. I drugi. (1985). *Radioaktivni izotopi i zračenja, knjiga II- Radne tehnike.* Vinča, Beograd: Institut za nuklearne nauke "Boris Kidrič".Bogdanović, D. (2002). Izvori zagađenja zemljišta kadmijumom. *Letopis naučnih radova, I*, 32–42.

Belić, M., Nešić, Lj., Ćirić, V., (2014). *Praktikum iz pedologije, Novi Sad, Univerzitet u Novom Sadu, Poljoprivredni fakultet.*

Bem, H., Wieczorkowski, P. and Budzanowski, M., (2002). Evaluation of technologically enhanced natural radiation near the coal-fired power plants in the Lodz region of Poland. *J Environ Radioact, 61 (2)*, 191-201.

Bijelić, A., Praktikum iz Instrumentalnih metoda analize zagađujućih supstanci sa izvodima iz teorije, Niš: Fakultet zaštite na radu, 2022.

Bikit, I., Mrdja, D., Todorović, N., Nikolov, J., Krmar, M., Vesković,M., Slivka, J., Hansman, J., Forkapić, S. and Jovančević. (2012). Airborne radioiodine in northern Serbia from Fukushima. *Jurnal of Environmental Radioactivity, 114*, 89-93.

Blagojević, B. (2003). *Zagađena životna sredina i lekovito bilje.* Niš: Fakultet zaštite na radu Univerziteta u Nišu.

BMU. (2007). *Novellierung der Klarschlammverordnung (AbfKlarV).* Bundes-Ministerium für Umwelt, Natur-Schutz und nukleare-Sicherkeit.

Bhuiyan, M. A., Parvez, L.,. Islam, M.A, Dampare, S.B. and Suzuki, S., (2010). Heavy metal pollution of coal mine-affected agricultural soils in the northern part of Bangladesh. *Hazard Mater, 173 (1-3)*, 384-92.

Vamerali T, Bandiera M, Mosca G, Field crops for phytoremediation of metalcontaminated land. A review. Environ Chem Lett, 8 (2010) 1-17.

Velimirović, D. (2013). *Optimizacija, validacija i primena ICP-OES metoda određivanja sadržaja metala u realnim uzorcima.* Niš: Doktorska disertacija, Univerzitet u Nišu.

Видојевић, Д., Баћановић, Н., Димић, Б., Јевтић, Н., Нинковић, М., (2015). *Здрава земља за здрав живот Мачве.* Београд: Министарство енергетике, развоја и заштите животне средине, Агенција за заштиту животне средине.

Вуканац, И., Ђурашевић М., Кандић, , Удовичић, В. и Бањанац, Р., (2009). *Предности мерења узорака ниских активности у нискофонској лабораторији*. Преузето са: https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/41/131/41131345.pdf.

Vujošević, S., Vučić, N., (2017). *Obuka za rad sa otvorenim izvorima i osposobljavanje za sprovodjenje mera zaštite u naučnoistraživačkoj delatnosti.* Beograd: Institut za nuklearne nauke "Vinča".

Golubović, T., Zagađivanje i zaštita zemljišta, Niš: Fakultet zaštite na radu, 2020.

Gržetić, R. i Jelenković, I., (1995). Prirodni radioaktivni elementi, geološko poreklo, oblici pojavljivanja i migracije. (str. 3-39). Beograd: Jonizujuća zračenja iz prirode, Monografija, Institut za nuklearne nauke "Vinča".

Grubišić, M., Stevanović, D., Stojanović, M., Vuletić, V., Pantelić, G., (2007). *Uticaj dugogodišnjeg đubrenja na radioaktivnost zemljišta*. Преузето са: https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/39/066/39066541.pdf?r=1&r=1.

Gršić, Z., Milutinović, P., Rajković, B., Dramilić, D., Velikić, Z. and Dramilić, S., (2010). Ash dust concentration in the vicinity of the ash disposal site depending on the size of the pond („water mirror"). *Chem Ind Chem Engun, 16*, 243-249.

Dai, L., Wei, H. and Wang, L., (2007). Spatial distribution and risk assessment ofradionuclides in soils around a coal-fired power plant: a case study from the city of Baoji, China. *Environ Res, 104(2)*, 201-208.

Dangić, A., Gordanić, V. i Dangić, J., (1995). *Geohemijski procesi i geohemijske anomalije uranijuma, radijuma i radona u tlu, vodama, vazduhu kao ekološki rizici.* Beograd: Monografija Jonizujuća zračenja iz prirode, Institut za nuklearne nauke "Vinča".

Daskalakis, K.D. and O'Connor, T.P., (1995). Normalization and Elemental Sediment Contamination in the Coastal United States. *Environmental Science & Technology, 29(2)*, 470-477.

Dean, J. R. (2005). *Practical Inductively Coupled Plasma Spectroscopy.*

DEPA. (2002). *Guidelines on Remediation of Contaminated Sites.* Danish Environmental Protection Agency.

DEPA (Danish Environmental Protection Agency). (2002). Environmental Assistance to Eastern Europe 2001. Danish Ministry of the Environment

Dimitrijević, I., Mihailović, S., (1982). *Detekcija i dozimetrija radioaktivnog zračenja.* Beograd: Vojnoizdavački zavod.

DOE. (2002). *A Graded Approach For Evaluating Radiation Doses To Aquatic And Terrestrial Biota.* USA: United States Department of Energy.

DOE. (2004). *A Tool for Implementing a Graded Approach to Biota Dose Evaluation.* Department of Energy (DOE). United States Department of Energy.

DOE. (2004). *RESRAD-BIOTA: A Tool for Implementing a Graded Approach to Biota Dose Evaluation.* USA: ISCORS TECHNICAL REPORT 2004-02.

Dragović, S., Janković, Lj., Onjia, A. and Bačić, G., (2006). Distribution of primordial radionuclides in surface soils from Serbia and Montenegro. *Radiation Measurements, 41(5)*, 611-616.

Dragović, S., Ćujić, M., Slavković-Beškoski, L., Gajić, B., Bajat, B., Kilibarda, M. and Onjia, A., (2013). Trace element distribution in surface soils from a coal burning power production area: A case study from the largest power plant site in Serbia. *CATENA, 104*, 288-269.

Duffus, J.H., 2002. ”Heavy metals” a meaningless term Pure and Applied Chemistry 74(5), 793-807.

Duzgoren-Aydin, N.S., Wong, C.S., Aydin, A., Song, Z., You M. and Li, X.D., (2006). Heavy metal contamination and distribution in the urban environment of Guangzhou, SE China. *Environ Geochem Health, 28(4)*, 375-91.

Đozić, A. (2015). *Kvalitet elemenata okoline u blizini termoelektrane "Tuzla" - uzroci i posljedice na ljudsko zdravlje.* Tuzla: Centar za ekologiju i energiju.

Đukć, A., (2016). *Adsorpcija jonateških metala iz vodenih rastvora na kompozitu monmorionit/kaolinit glina - titan (IV) oksid.* Beograd: Fakultet za fizičku hemiju univerziteta u Beogradu.

Đurić, G. i Popović, D., (1997). *Problemi kontrole radionuklida u životnoj sredini.* Golubac: XIX jugoslovenski simpozijum zaštite od jonizujućih zračenja.

Ђурић, Д., (1996). *Загађење животне средине и здравље човека.* Београд: Веларта.

Живановић, З. (2010). *Трагови прошлости.* Коцељева: Завичајни музеј.

ZAKON O RADIJACIONOJ I NUKLEARNOJ SIGURNOSTI I BEZBEDNOSTI ("Sl. glasnik RS", br. 95/2018 i 10/2019)

Zoller, W.H., Gladney, E.S. and Duce, R.A., (1974). Atmospheric concentrations and sources of trace metals at the South pole. *Science, 183(4121)*, 198-200.

IAEA. (1989). *Construction and use of calibration facilities for radiometric field equipment.* Vienna: International Atomic Energy Agency.

IAEA. (2004). *Soil sampling for environmental contaminants.* Vienna: International Atomic Energy Agency.

IAEA. (2005). *Environmental and source monitoring for purposes of radiation protection* (Safety Guide No.RS-G.1.8 ed.). Vienna: International Atomic Energy Agency.

Ilić, S., Golubović, T., Pajić, N., Đurašević, M. and Kandić, A., (2020). Analysing Radionuclide Content In Soil Samples And Radiological Risks In The Clayey Material Surrounding Of The "Zbegovi" Deposit, Donje Crniljevo, Serbia. *Nuclear Technology & Radiation Protection, Vol., XXXV*(2), 154-164.

Ilić, S., Marković, T., Pajić, N., Senić, Ž., Golubović, T., (2018). Graded approach analysis of the biota dose evaluation using the RESRAD-BIOTA computer code. *8th International Scientific Conference on Definsive Technologies*, (pp. 444-447). Beograd.

ISO. (1994). *11265, Soil quality - Determination of the specific electrical conductivity.* International Standard Organization.

ISO. (1995). *10693, Soil quality - Determination of carbonate content - Volumetric method.* International Standard Organization.

ISO. (2005). *18589-1:2005 Measurement of radioactivity in the environment – Soil – General guidelines and definitions.*

ISO. (2005). *International Standard Organization, 10390, Soil quality - Determination of pH.*

ISO. (2007). *18589-2:2007 Measurement of radioactivity in the environment – Soil – Guidance for the selection of the sampling strategy, sampling and pre-treatment of samples.*

ISO. (2007). *18589-3:2007 Measurement of radioactivity in the environment – Soil – Measurement of gamma-emitting radionuclides.*

Ivetić V., Isajev V., Krstić M. (2010). Interpolation of meteorological data by kriging method for use in forestry. *Bulletin of the Faculty of Forestry, 101*, 49-66.

ICRP. (2007). *Publication 103. Ann 37 (2-4).* International Commission on Radiological Protection.

ICRP. (2008). *Environmental Protection - the Concept and Use of Reference Animals and Plants.* International Commission On Radiological Protection.

Jakovljević, M.D., Kostić, N.M.., Stevanović D., Blagojević, S., Wilson, M.J, Martinović, Lj.,(1997). Factors influencing the distribution of heavy metals in the alluvial soilsof the Velika Morava River valley, Serbia. *Applied Geochemistry, 12*, 637–642.

Janković- Mandić, Lj. and Dragović, S., (2010). Assessment of terrestrial gamma exposure to the population of Belgrade (Serbia). *Radiat Prot Dosimetry, 140(4)*, 369-¬377.

Janković-Mandić, Lj., Dragović, R.M., Đorđević, M.M., Đolić, M.B., Onjia, A.E., Dragović S.D. i Bačić G., (2014). Prostorna varijabilnost Cs-137 u zemljištu Beograda (Srbija). *Hemijska industrija, 68*, 449-455.

Janković, M., Rajačić, M., Rakić, T., Todorović, D., (2013). Natural radioactivity in imported ceramic tiles used in Serbia. *Processing and Application of Ceramics 7 [3]*, (pp. 123–127).

Jocić-Jovičić, N., Milutinović-Nikolić, A. and Jovanović, D.. (2008). Uticaj modifikacije na strukturna, teksturalna i adsorpciona svojstva bentoita. *Hemijska industrija, 62 (3)*, 131-137.

Kabata-Pendias, A., Pendias, H., (1989). *Trace elements in soils and plants.* Moskva: Mir.

Kabata-Pendias, A., 2011. Trace Elements in Soils and Plants, 4th ed. CRC Press, Boca Raton.

Kabata-Pendias, A., Mukherjee, A.B., 2007. Trace Elements from Soil to Human. Springer, New York.

Kastori, R. (1997). *Teški metali u životnoj sredini.* Novi Sad: Feljton.

Kirkpatrick, J. M., Venkataraman, R., Young, B., (2012). Minimum detectable activity, systematic uncertainties, and the ISO 11929 standard. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 296(2)*, 1005-1010.

Kelly, M. and Thorne, M., (2003). *Radionuclides handbook - Technical Report P3-101/Sp1b* . Bristol, UK: Environment Agency.

Kirin, S. (2020). Преузето са: http://www.bg.ac.rs/files/sr/studije/studije-uni/Uvod_statisticke_metode_istrazivanja.pdf.

Kisić, I., 2012. Sanacija onečišćenog tla, Agronomski fakultet Sveučilišta u Zagrebu, Zagreb.

Louise, A., Christopher, E., Johnson, C., Cave M.R., Palumbo-Roe, B., Nathanai, P. and Murray, L., (2013). Methodology for the determination of normal background concentrations ofcontaminants in English soil. Science of the Total Environment, 454-455, 604-618.

Madejon P., Maranon T., Murillo J. M., Robinson B., White poplar (Populus alba) as a biomonitor of trace elements in contaminated riparian forests, Environmental Pollution, 132 (2004) 145 – 155.

Malvić, T. (2008). *KRIGING -geostatistička interpolacijska metoda.* Zagreb: Hrvatsko geološko društvo.

Mandić, LJ., Dragović R. and Dragović, S., (2010). Distribution of lithogenic radionuclides in soils of the Belgrade region (Serbia). *Journal of Geochemical Exploration, 105(1-2)*, 43-49.

Mandić-Janković, Lj., Petrović, J., Ćujuć, M. i Dragović S., (2017). Distribucija masenih koncentracija kalijuma, torijuma i uranijuma u zemljištu sa teritorija većih gradova Srbije. *XXIX simpozijum DZZSCG [Društva za zaštitu od zračenja Srbije i Crne Gore]* (str.. 87-91). Srebrno jezero: Institut Vinča.

Manić, V., Miljković, Lj. and Đurić-Stanojević B., (1998, June). 1H T1 NMR Relaxation in Hydrating Cement Pastes. *Solid State Phenomena, 61-62*, 343-346.

Manojlović, S., Ubavić, M., Bogranović, D. i Dozet, D., (1995). *Praktikum iz agrohemije.* Novi Sad: Poljoprivredni fakultet, Institut za ratarstvo i povrtarstvo.

Milenković, G., (2010). Phytoremediation of sols contamined with heavy metal. (pp. 165-172). Banja Junaković, Apatin: 3rd International Simposium ENERGY MINING, Rudarsko-geološki fakultet Univerziteta u Beogradu.

Milenković, G. (2010). Fitoremedijacija zemljišta kontaminiranog teškim metalima. *III Međunarodni simpozijum Energetsko rudarstvo 2010* (str. 165-172). Beograd: Univeryitet u Beogradu, Rudarsko-geološki fakultet.

Milošević T., Đurić M., Milošević N., Accumulation of Heavy Metals in Flowers of Fruit Species, Water Air Soil Pollut, 225 (2014) 2019.

Ministarstvo energetike, razvoja i zaštite životne sredine. (2017). *Izveštaj o stanju zemljišta u Republici Srbiji za 2015. godinu.* Beograd: Agencija za zaštitu životne sredine.

Ministarstvo zaštite čovekove okoline. (1994). *Pravilnik o dozvoljenim količinama opasnih i štetnih materija u zemljištu i vodi za navodnjavanje i metodama njihovog ispitivanja.* "Sl. glasnik RS", br. 23/94.

Mihailović, A. (2015). *Fizičke karakteristike zemljišta i distribucija teških metala na gradskom području Novog Sada, .* Novi Sad: Doktorska disertacija, Univerzitet u Novom Sadu, Prirodno-matematički fakultet.

Müller, G. (1981). Die Schwermetallbelstung der sedimente des Neckars und seiner Nebenflusse: eine Bestandsaufnahme. *Chemiker Zeitung, 105*, 157-164.

Müller, G., (1979). Schwermetalle in den Sedimenten des Rheins—Veränderungen seit 1971. *Umschau, 79*, 778-783.

Ngam C., Meyer, M.L., (2008). *Arsenic adsorption and desorption in Storrie lake sediments.* Las Vegas: Water Resources Research Institute.

Ninkov J., Milić, S., Vasin, J., Kicišev, V., Sekulić, P., Zeremski, T., Maksimović, L., (2012). Teški metali u zemljištu i sedimentu potencijalne lokalne ekološke mreže srednjeg Banata. *Ratarstvo i povrtarstvo, 49*, 17-23.

Naturvardsverket. (2009). *Riktvarden for fororenad mark. Modellbeskrivning och vagledning.*

Nagajyoti, P. C., Lee, K. D. and Sreekanth, T. V. M.,(2010). Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environ Chem Lett, 8*, 199–216.

NCRP. (1994). *Exposure of the population in the United States and Canada from natural background radiation* (Vol. NCRP Report 94). Bethesda, Maryland: National Council on Radiation Protection and Measurements .

Okay, O.S., Pekey, H., Morkoc, E., Basak, S., Baykal, B., (2008). Metals in the surface sediments of Istanbul Strait. *Journal of Enviromental Science and Health, 43, 14*(Part A).

Olajire, A., Ayodele, ET. (1997). Contamination of roadside soil and grass withheavy metals. *Environment International, 23*, 91-101.

Omaljev, V. (1982). Distribution of U, Th, and K in siltstone, psammitic and psephitic rocks of Žirovski vrh. Ljubljana: Gelologija.

Omaljev, V. i Timotijević S., (2005). Raspodela urana i torijuma po sadržajima fiktivnog elementa njegovog zbira i količnika u boksitima Mačkata. *Tehnika - Rudarstvo, geologija i metalurgija, 56*(3), 1-8.

Onija, A. (2007). Analitičke tehnike za određivanje i praćenje hemijskih supstanci. *Integritet i vek konstrukcija, 7*(2), 79–82.

ORTEC. (2002). *Gamma Vision - 32 (Gamma-Ray Spectrum Analysis and MCA Emulator for Microsoft Windows 95, 98, 2000).* Software User's Manual.

ORTEC. (2002). *Model 659 5-kV Detector Bias Supply, Operating and Service Manual.* U.S.A.

ORTEC. (2002). *Model 672 Spectroscopy Amplifier, Operating and Service Manual.* U.S.A.

ORTEC. (2002). *Model 919E ENTHERNIM™ Multichannel Buffer, Hardware Manual.* U.S.A.

ORTEC. (2008). *Solid-State Photon Detector GEM Series HPGe (High-Purity Germanium) Coaxial Detector System.* Operator's Manual with Quality Assurance Data Sheet, U.S.A.

Pantelić, G., Vuletić, V. and Mitrović, R., (2010, July–August). Proficiency test of gamma spectrometry laboratories in Serbia. *Applied Radiation and Isotopes, 68*(7-8), 1270-1272.

Pantelić, G. (2009). *Proficiency test of gammaspectrometry laboratories in Serbia.* Belgrade.

Papludis, A., Alagić, S., Milić, S., (2018). Mangan u sistemu zemljište-biljka: aspekti fitoremedijacije. *Zaštita materijala, 59 (3)*, 385-393.

Porteous, A. (1969). *Dictionary of Environmental Science and Technology.* New York, USA: John Wiley and Sons.

PRAVILNIK O UTVRĐIVANJU PROGRAMA SISTEMATSKOG ISPITIVANJA RADIOAKTIVNOSTI U ŽIVOTNOJ SREDINI ("Sl. glasnik RS", br. 100/2010)

Reikstana, D., Berzins, J., Krasta T., Svinka, R., Skrypnik, O., (2015). Natural radioactivity in Clay and Building Materials Used in Latvia. *Latvian Journal of Physics and Technical Sciences, III*, 58-66.

Radosavljević, S., Stojanović, J., Radosavljević-Mihajlović, A., Vuković, N., Matijašević, S., Stojanović, M. i Kašić, V., (2014). Ceramic clays from the western part of the Tamnava Tertiary Basin, Serbia: deposits and clay types. *Annales Géologiques de la Péninsule Balkanique*, 75-83.

Salminem, R. et al. (2005). *Geochemical Atlas of Europe. Part 1. Background information, Methodology and Maps.* Geological Survey of Finland.

Sarap, N., Janković, M. M. Rajačić, Krneta, J., Todorović, D. i Pantelić, G., (2017). Distribucijaprirodnih radionuklida obradivom zemljištu jugoistočnog Beograda. *XXIX Simpozijum Društva za zaštitu od zračenja Srbije i Crne Gore*, (str. 27-29). Srebrno jezero.

Sezgin, N., Ozcan, H.K., Demir, G., Nemlioglu, S.and Bayat, C., (2004). Determination of heavy metal concentrations in street dusts in Istanbul E-5 highway. *Environ Int, 29(7)*, 979-85.

Sekulić, P., Hadžić, V., Bogdanović, D., Vasin J., Pucarević, M., Milošević, N., (2004). *Projekat: „Kontrola kvaliteta životne sredine na teritoriji AP Vojvodine - nepoljoprivredno zemljište".* Novi Sad: Institut za ratarstvo i povrtarstvo.

Simakov, V. (1957). *Application of phenylanthranilic acid in determining humus, the method of Tyurin.*

Slivka, J., Bikit I., Vesković, M. i Čonkić, Lj., (2000). *Gamaspektrometrija - specijalne metode i primene.* Novi Sad: Univerzitet u Novom sadu, Prirodno -matematički fakultet.

Stanković, K., Aranđić, D. i Lazarević Đ.. (2018). *Proširena merna nesigurnost geiger – mueller-ovog brojača*. Преузето са: https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/39/066/39066592.pdf.

Stefanović V., Uticaj genotipa i lokaliteta na dinamiku akumulacije teških metala u vegetativnim organima pšenice - Doktorska disertacija - Beograd, 2012.

Stojanovska, Z. et al. (2019). Analysis of Specific Radionuclide Activity Variations in Soil With in Geotectonic Units of Republic of North Macedonia. *Nuclear Technology & Radiation Protectuon, 34*, 85-93.

SRM 2711. (2017). *Certificate of Analysis - Multi-Elements Aqueous CRM – Common Elements Mix 2, VHG-SM70B-100, USA.*

Schmus, W. V. (1995). *Natural Radioactivity of the Crust and Mantle in Global Earth Physics: A Handbook of Physical Constants.* Washington, USA: American Geophysical Union.

Swennen, B., Buchet, J.P., Stanescu, D., Lison, D., Lauwerys, R., 1993. Epidemiological survey of workers exposed to cobalt oxides, cobalt salts, and cobalt metal, British Journal of Industrial Medicine 50, 835-842.

Taskin, H. M., Karavus, P., Touzogh, S., Hindiroglu and Karaham, G., (2009). Radionuclide concentration in soil and lifetime cancer risk due to gamma radioactivity in Kirklareli, Turkey. *Journal of Environmental Radioactivity, 100*, 49-53.

Todorović, D., Grubor, B., Mrđa, D., Bogojević, S., Milovanović, A. i Hrvojević, M., (2016). *Izveštaj o sistematskom ispitivanju sadržaja radionuklida u zemljištu – 2015.* Beograd.

Todorović, D., Popović, D. i Đurić, G., (1997). Prirodni radionuklidi u glinama koje se koriste u farmaceutskoj industrij. *XIX jugoslovenski simpozijum zaštite od zračenja, Zbornik radova*, (str.. 177-181). Golubac.

Tomlinson, D. L., Wilson, J. G., Harris, C. R. & Jeffrey, D. W., (1980). Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgolander Meeresuntersuchungen*(33), 566-575.

Turhan, S., (2009, Mar). Radiological impacts of the usability of clay and kaolin as raw material in manufacturing of structural building materials in Turkey. *Radiol Prot. , 29(1)*, 75-83.

Ćirić, V., Belić, M., Nešić, Lj., Benka, P. i Radovanović, D., (2019). *Utvrđivanje osetljivosti zemljišta na teritoriji gradova Loznica i Valjevo i opština Mionica, Lajkovac i Koceljeva na proces acidifikacije u Republici Srbiji, sa merama za poboljšanje stanja.* Univerzitet u Novom Sadu – Poljoprivredni Fakultet.

UNSCEAR. (1996). *Effects of radiation on the environment.* New York: United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation.

UNCSEAR. (2010). *Sources and Effects of Ionizing Radiation: United Nations Annex B: Exposure of the public and workers from various sources of radiation.* New York, USA: United Nations Scientific Committee on the Effects of AtomicRadiation.

UNSCAR. (2000). *Sources and effects of ionizing radiaion.* New York: United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, USA.

UREDBA O GRANIČNIM VREDNOSTIMA ZAGAĐUJUĆIH, ŠTETNIH I OPASNIH MATERIJA U ZEMLJIŠTU, ("Sl. glasnik RS", br. 30/2018 i 64/2019)

Ferguson, J. (1990). *The heavy elements: Chemistry, environmental impact and health effects.* Pergamon Press, Oxford.

Forkapić, S., Bikit, I., (2007). *Ispitivanje sadržaja radionuklida u zemljištu i sadržaja Pb-210 u lišću novosadskih parkova.* Zlatibor, Srbija: Društvo za zaštitu od j/z.

Forkapić, S. (2016). *Istraživanje gasovitih radioaktivnih produkatauranijuma i torijuma, Doktorska disertacija.* Novi Sad: Prirodno-matematičku fakultet.

Hakanson, L., (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control.a sedimentological approach. *Water Research, 14(8)*, 975-1001.

Hawkes, H.E., Webb, J.S., (1962). *Geochemistry in Mineral Exploration.* New York, USA: Harper.

Heap, J.L and Andrew D., (2008). A review of spatial interpolation methods for environmental scientists. *Geoscience Australia, 23*.

Hill, S. J., (2008). Inductively coupled plasma spectrometry and its applications.

Howard, B.J., Beresford., N.A., Copplestone, D., Telleria, D., Proehl, G., Fesenko, S., Jeffree, R.A., Yankovich T.L., Brown, J.E., Higley, K., Johansen, M.P., Mulye, H., Vandenhove, H., Gashchak, S., Wood, M.D., Takata, H., Andersson, P., Dale, P., Ryan, J.. (2013). IAEA handbook on radionuclide transfer to wildlife. *J Environ Radioact, 121*, 55-74.

Carter C. B. and Norton M. G., (2007). *Ceramic materials - Science and Engineering.* Berlin: Springer.

Caritat C. et al. (2005). Distinguishing between natural and anthropogenic sources for elements in the environment: regional geochemical surveys versus enrichment factors. *Sci Total Environ, 337(1-3)*, 91-107.

Currie, L. (1995). Nomenclature in evaluation of analytical methods including detection and quantification capabilities. *Pure Appl Chem, 67*, 1699-1723.

Charro E., Pardo, R. and Pena, V., (2013). Chemometric interpretation of vertical profiles of radionuclides in soils near a Spanish coal-fired power plant. *Chemosphere, 90(2)*, 488-96.

Čakmak, D., Perović V., Antić-Mladenović S., Kresović, M., Saljnikov, E., Mitrović, M., Pavlović, P., (2017). Contamination, risk, and source apportionment of potentially toxic microelements in river sediments and soil after extreme flooding in the Kolubara River catchment in Western Serbia. *Journal of Soils and Sediments, 18*, 1981–1993.

Ćujić, M., (2016). *Radionuklidi i teški metali u zemljištu u okolini termoelektrane "Nikola Tesla" u Obrenovcu: faktori koji utiču na njihovu migraciju - prostorna distribucija - procena radijacionog uticaja na na živi svet.* Beograd: Fakultet za fizičku hemiju Univerziteta Beograd.

Ćujić, M. and Dragović, S.. (2018). Assessment of dose rate to terrestrial biota in the area around coal fired power plant applying ERICA tool and RESRAD BIOTA code. *Journal of Environmental Radioactivity, 188*, 108-114.

Štrbac, S., Prokić, D. i Stojić N., (2018). *Monitoring nepoljoprivrednog zemljišta u AP Vojvodini JN OP 12/2018.* Sremska Kamenica: Fakultet zaštite životne sredine, Univerzitet EDUCONS.

Walkley, A. and Black, I.A., (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science, 37(1)*, 29-38.

Weng G., Wu L., Wang Z., Luo Y., Christie P., Copper uptake by four Elsholtzia ecotypes supplied with varying levels of copper in solution culture, Environment International, 31 (2005) 880 – 884.

Wilk, S., Shapiro S.and M.B. (1965). Ananalysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika, 52(3-4)*, 591-611.

Web адресе:

www.docplayer.gr. (2020). Преузето са: https://docplayer.gr/73139508-Statisticko-zakljucivanje-testiranje-hipoteza-katedra-za-medicinsku-statistiku-i-informatiku.html.

www.ef.uns.ac.rs. (2020). Преузето са: http://www.ef.uns.ac.rs/predmeti/mas/multivarijaciona-statisticka-analiza/Cluster-Analysis.pdf.

www.ef.uns.ac.rs. (2020). Преузето са: www.ef.uns.ac.rs/predmeti/mas/multivarijaciona-statisticka-analiza/Cluster-Analysis.pdf.

www.epa.gov. (2015). Преузето са: https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-06/documents/epa-3050b.pdf.

www.gf.uns.ac.rs. (2020). Преузето са: http://www.gf.uns.ac.rs/predmeti/mehanikatla/2.%20Laboratorijska%20identifikacija%20i%20klasifikacija%20tla.pdf.

www.hitachi-hightech.com. (2020). Преузето са: https://www.hitachi-hightech.com/global/products/science/tech/ana/icp/descriptions/icp-oes.html.

www.ibm.com. (2014). Преузето са: https://www.ibm.com/support/pages/spss-statistics-210-fix-pack-2.

www.koceljeva.gov.rs. (2020). Преузето са: http://www.koceljeva.gov.rs/index_files/htm/geopolozaj.htm.

www.mikroknjiga.rs. (2018). Преузето са: http://www.mikroknjiga.rs/Knjige/SPS6/Deo%20V_SPS6.pdf.

www.mikroknjiga.rs. (2019). Преузето са: http://www.mikroknjiga.rs/Knjige/SPS6/11_SPS6.pdf.

www.pro.arcgis.com. (2019). Преузето са: https://pro.arcgis.com/en/pro-app/get-started/install-and-sign-in-to-arcgis-pro.htm.

www.spectro.com. (2020). Преузето са: https://www.spectro.com/products/icp-oes-aes-spectrometers/genesis-icp-analysis.

www.super-lab.com. (2020). Преузето са: https://www.super-lab.com/avio-200-icp-oes/.

www.wikipedia.org. (2020). Преузето са: https://sr.wikipedia.org/sr-ec/Berilijum.

www.wikipedia.org. (2020). Преузето са: https://sr.wikipedia.org/sr-ec/Titanijum.

www.wikipedia.org. (2021). Преузето са: https://sr.wikipedia.org/sr-eci/Vanadijum.

7. ПРИЛОЗИ

Прилог 1

Локације узорковања

Узорак	Слој	Координате (GPS)		Датум узорковања	Локација	Начин коришћења земљишта/ култура	Обрадивост
		Latitude / N	Longitude / E				
C1	A	43 ° 27 ' 15.18 "	18 ° 37 ' 24.01 "	22.08.2018.	Непосредна околина "Збегови"- западно 150 m	Ливада	Обрадиво
	B						
	A+B						
C2	A	44 ° 27 ' 17.33 "	19 ° 37 ' 26.68 "	22.08.2018.	Непосредна околина "Збегови"- западно 50 m	Ливада	Обрадиво
	B						
	A+B						
C3	A	44 ° 27 ' 24.06 "	19 ° 37 ' 29.92 "	22.08.2018.	Непосредна околина "Збегови"- с/з 100 m	Шумарак	Необрадиво
	B						
	A+B						
C4	A	44 ° 27 ' 27.44 "	19 ° 37 ' 33.84 "	22.08.2018.	Непосредна околина "Збегови"- северно 150 m	Напуштена ливада	Необрадиво
	B						
	A+B						
C5	A	44 ° 27 ' 25.01 "	19 ° 37 ' 33.49 "	22.08.2018.		Ливада	

	B				Непосредна околина "Збегови"- северно 50 m		Обрадиво
	A+B						
C6	A	44 ° 27 ' 22.18 "	19 ° 37 ' 41.94 "	22.08.2018.	Непосредна околина "Збегови"- с/и 100 m	Посечена шума	Необрадиво
	B						
	A+B						
C7	A	44 ° 27 ' 19.13 "	19 ° 37 ' 41.44 "	22.08.2018.	Непосредна околина "Збегови"- источно 50 m	Пшеница	Обрадиво
	B						
	A+B						
C8	A	44 ° 27 ' 16.54 "	19 ° 37 ' 40.94 "	22.08.2018.	Непосредна околина "Збегови"- ј/и 150 m	Ливада	Обрадиво
	B						
	A+B						
C9	A	44 ° 27 ' 16.24 "	19 ° 37 ' 38.95 "	22.08.2018.	Непосредна околина "Збегови"- дуз пута 50 m	Напуштена ливада	Необрадиво
	B						
	A+B						
C10	A	44 ° 27 ' 15.80 "	19 ° 37 ' 36.25 "	22.08.2018.	Непосредна околина "Збегови"- "Поља" 50 m	Напуштена ливада	Необрадиво
	B						
	A+B						
C11	A	44 ° 27 ' 14.25 "	19 ° 37 ' 29.23 "	23.09.2018.	Непосредна околина "Збегови"- дуж пута 30 m	Напуштена ливада	Необрадиво
	B						
	A+B						
C12	A	44 ° 27 ' 13.61 "	19 ° 37 ' 26.18 "	23.09.2018.	Непосредна околина "Збегови"- дуж пута 40 m	Напуштена ливада	Необрадиво
	B						
	A+B						
C13	A	44 ° 27 ' 14.61 "	19 ° 37 ' 24.17 "	23.09.2018.		Ивица пута	Необрадиво

	B A+B				Непосредна околина "Збегови"- дуж пута 200 m		
C14	A B A+B	44 ° 27 ' 12.98 "	19 ° 37 ' 23.05 "	23.09.2018.	Поља	Воћњак - вишња	Обрадиво
C15	A B A+B	44 ° 27 ' 11.15 "	19 ° 37 ' 16.41 "	23.09.2018.	Градина	Ливада	Обрадиво
C16	A+B	44 ° 27 ' 07.90 "	19 ° 37 ' 01.12 "	02.01.2019.	Пушића мала	Башта са повртем	Обрадиво
C17	A+B	44 ° 26 ' 44.78 "	19 ° 36 ' 36.15 "	02.01.2019.	Плава боја	Шума	Необрадиво
C18	A+B	44 ° 26 ' 46.67 "	19 ° 36 ' 42.70 "	02.01.2019.	Плава боја - поток	Шума	Необрадиво
C19	A+B	44 ° 26 ' 47.82 "	19° 37 ' 06.15 "	02.01.2019.	Пут Д.Црниљево - Осечина	/	Необрадиво
C20	A+B	44 ° 27 ' 12.48 "	19 ° 36 ' 53.74 "	05.01.2019.	Раскршће	Воћњак - шљива	Обрадиво
C21	A+B	44 ° 27 ' 16.55 "	19 ° 36 ' 52.21 "	05.01.2019.	Раскршће	Шума	Необрадиво

C22	A+B	44 ° 27 ' 23.86 "	19 ° 36 ' 51.61 "	05.01.2019.	Јовановића брдо-ивица копа	Рудник	Необрадиво
C23	A+B	44 ° 27 ' 31.00 "	19 ° 36 ' 59.19 "	05.01.2019.	Јовановића брдо-ивица копа	Рудник	Необрадиво
C24	A+B	44 ° 27 ' 36.45 "	19 ° 37 ' 07.70 "	05.01.2019.	Јовановића брдо	Напуштена ливада	Необрадиво
C25	A+B	44 ° 27 ' 18.66 "	19 ° 37 ' 33.57 "	15.02.2019.	Површински коп "Збегови" - центар	Рудник	Необрадиво
C26	A+B	44 ° 27 ' 29.33 "	19 ° 37 ' 44.46 "	15.02.2019.	Површински коп "Збегови" - ивица језерцета	Рудник	Необрадиво
C27	A+B	44 ° 27 ' 20.55 "	19 ° 37 ' 35.04 "	15.02.2019.	Површински коп "Збегови" - јаловина	Рудник	Необрадиво
C28	A+B	44 ° 27 ' 34.94 "	19 ° 37 ' 39.56 "	15.02.2019.	Фабрика опеке -150 m западно	Шумарак	Необрадиво
C29	A+B	44 ° 27 ' 23.42 "	19 ° 37 ' 36.98 "	15.02.2019.	Поток испод копа	Обала потока	Необрадиво
C30	A+B	44 ° 27 ' 27.47 "	19 ° 37 ' 39.40 "	15.02.2019.	Палчак - 200 m јужно од фабрике опеке	Кукуруз	Обрадиво

C31	A+B	44 ° 27 ' 18.50 "	19 ° 37 ' 48.20 "	15.02.2019.	Баре	Шумарак	Необрадиво
C32	A+B	44 ° 27 ' 12.28 "	19 ° 38 '06.46 "	15.02.2019.	Чардаци	Јечам	Обрадиво
C33	A+B	44 ° 27 '00.69 "	19 ° 37 ' 00.58 "	03.03.2019.	Лука - обала Тамнаве	Кукуруз	Обрадиво
C34	A+B	44 ° 26 '20.41 "	19 ° 37 ' 20.47 "	02.03.2019.	Глошчић	Шумарак	Необрадиво
C35	A+B	44 ° 27 ' 23.11 "	19 ° 38 ' 10.88 "	03.03.2019.	Коловоз -Камена ћуприја	Кукуруз	Обрадиво
C36	A+B	44 ° 27 ' 45.92 "	19 ° 37 ' 37.82 "	03.03.2019.	Поља	Напуштена ливада	Необрадиво
C37	A+B	44 ° 27 ' 11.09 "	19 ° 37 ' 47.73 "	03.03.2019.	Роваче	Ливада	Обрадиво
C38	A+B	44 ° 27 ' 04.19 "	19 ° 37 ' 41.84 "	03.03.2019.	Митровића мала	Ливада	Обрадиво
C39	A+B	44 ° 27 ' 01.92 "	19 ° 37 ' 24.98 "	03.02.2019.	Митровића мала	Шумарак	Необрадиво

C40	A+B	44 ° 26 ' 38.21 "	19 ° 37 ' 05.35 "	03.02.2019.	Вучинића мала - Градина	Напуштена ливада	Необрадиво
C41	A+B	44 ° 26 ' 18.61 "	19 ° 36 ' 50.87 "	03.02.2019.	Тојина колеба	Шумарак	Необрадиво
C42	A+B	44 ° 26 ' 47.81 "	19 ° 37 ' 05.89 "	03.02.2019.	Томића мала	Кукуруз	Обрадиво
C43	A+B	44 ° 27 ' 51.08 "	19 ° 38 ' 25.25 "	15.02.2019.	Задружна башта	Пшеница	Обрадиво
C44	A+B	44 ° 27 ' 47.14 "	19 ° 37 ' 55.98 "	15.02.2019.	Бакоњићи - пут	/	Необрадиво
C45	A+B	44 ° 27 ' 31.20 "	19 ° 38 ' 22.94 "	15.02.2019.	Фудбалски стадион - трибине	Ливада	Обрадиво
C46	A+B	44 ° 27 ' 47.26 "	19 ° 37 ' 22.31 "	17.03.2019.	Школско двориште у Доњем Црниљеву	Парк	Необрадиво
C47	A+B	44 ° 28 ' 03.99 "	19 ° 37 ' 26.15 "	17.03.2019.	Дечије игралиште - мала црква	Парк	Необрадиво
C48	A+B	44 ° 28 ' 14.95 "	19 ° 37 ' 29.56 "	17.03.2019.	Црква у Доњем Црниљеву	Парк	Необрадиво

C49	A+B	44 ° 28 ' 03.77 "	19 ° 38 ' 02.75 "	17.03.2019.	Балави поток	Пшеница	Обрадиво
C50	A+B	44 ° 28 ' 46.61 "	19 ° 37 ' 23.20 "	30.03.2019.	Гај - Тамнава	Обала реке	Необрадиво
C51	A+B	44 ° 28 ' 43.06 "	19 ° 36 ' 40.47 "	30.03.2019.	Галовић пут за коп	Ливада	Обрадиво
C52	A+B	44 ° 28 ' 48.22 "	19 ° 35 ' 40.01 "	30.03.2019.	Галовић - гробље	Воћњак - шљива	Обрадиво
C53	A+B	44 ° 28 ' 07.47 "	19 ° 36 ' 44.69 "	30.03.2019.	Стражијевица	Пшеница	Обрадиво
C54	A+B	44 ° 27 ' 53.28 "	19 ° 35 ' 24.86 "	30.03.2019.	Галовић-подножје Разбојишта	Воћњак - шљива	Обрадиво
C55	A+B	44 ° 28 ' 07.80 "	19 ° 36 ' 14.56 "	30.03.2019.	Галовић-ивица копа	Рудник	Необрадиво
C56	A+B	44 ° 27 ' 45.92 "	19 ° 37 ' 37.82 "	30.03.2019.	Фабрика опеке -150 m источно	Мочвара	Необрадиво
C57	A+B	44 ° 27 ' 59.29 "	19 ° 34 ' 42.12 "	30.03.2019.	Брдо Разбојиште - врх 463 m	Шумарак	Необрадиво

C58	A+B	44 ° 27 ' 10.61 "	19 ° 35 ' 36.17 "	30.03.2019.	Влашић - Крива граница	Шума	Необрадиво
C59	A+B	44 ° 26 ' 57.16 "	19 ° 36 ' 08.68 "	03.02.2019.	Јанков вис 447 m (Влашић) - ј/и 200 m	Шума	Необрадиво
C60	A+B	44 ° 27 ' 20.99 "	19 ° 36 ' 11.66 "	17.03.2019.	Лом - противградни положај	Шумарак	Необрадиво
C61	A+B	44 ° 27 ' 44.21 "	19 ° 36 ' 33.96 "	17.03.2019.	Лукића мала	Јечам	Обрадиво
C62	A+B	44 ° 27 ' 54.09 "	19 ° 36 ' 54.77 "	17.03.2019.	Стубица	Кукуруз	Обрадиво
C63	A+B	44 ° 27 ' 22.97 "	19 ° 37 ' 08.33 "	17.03.2019.	Јовановића брдо - јаловина	Шумарак	Необрадиво
C64	A+B	44 ° 27 ' 23.22 "	19 ° 37 ' 23.22 "	17.03.2019.	Јеличин вир - поток, седимент	Обала потока	Необрадиво
C65	A+B	44 ° 27 ' 47.38 "	19 ° 37 ' 21.65 "	17.03.2019.	Гробље - северно од фабрике опеке 400 m	Шумарак	Необрадиво
C66	A+B	44 ° 27 ' 08.15 "	19 ° 36 ' 23.71 "	17.03.2019.	Влашић - Виноградић	Вододерина	Необрадиво

C67	A+B	44 ° 26 ' 53.12 "	19 ° 36 ' 32.74 "	17.03.2019.	Чокића башта	Напустени воћњак	Необрадиво
C68	A+B	44 ° 29 ' 18.01 "	19 ° 36 ' 58.05 "	17.03.2019.	Мокро поље - Букор	Ливада	Обрадиво
C69	A+B	44 ° 26 ' 40.97 "	19 ° 37 ' 28.92 "	17.03.2019.	Чворића мала	Пшеница	Обрадиво
C70	A+B	44 ° 27 ' 01.63 "	19 ° 38 ' 21.24 "	17.03.2019.	Трешњица	Пшеница	Обрадиво
C71	A+B	44 ° 27 ' 12.57 "	19 ° 38 ' 40.45 "	17.03.2019.	Лука - Тамнава	Кукуруз	Обрадиво
C72	A+B	44 ° 27 ' 10.81 "	19 ° 37 ' 33.79 "	17.03.2019.	Поља	Напуштена ливада	Необрадиво
C73	A+B	44 ° 27 ' 06.09 "	19 ° 37 ' 11.68 "	17.03.2019.	Роваче	Јечам	Обрадиво
C74	A+B	44 ° 27 ' 13.64 "	19 ° 36 ' 36.86 "	30.03.2019.	Заградина	Ливада	Обрадиво
C75	A+B	44 ° 27 ' 14.89 "	19 ° 37 ' 56.69 "	30.03.2019.	Ртови	Пшеница	Обрадиво

C76	A+B	44 ° 27 ' 37.56 "	19 ° 36 ' 50.96 "	30.03.2019.	Дујића мала	Напуштена ливада	Необрадиво
C77	A+B	44 ° 27 ' 02.95 "	19 ° 36 ' 43.97 "	31.03.2019.	Павловића сокак	Пашњак	Необрадиво
C78	A+B	44 ° 26 ' 37.12 "	19 ° 36 ' 36.13 "	31.03.2019.	Плава боја	Шума	Необрадиво

Концентрације активности радионуклида истраживаног простора

Узорак	Слој	Концентрације активности радионуклида[Bq/kg]				
		U-238	Th-232	K-40	Ra-226	Cs-137
C1	A	<11,27	95,30 ± 3,00	391,24 ± 7,52	43,75 ± 1,70	9,05 ± 0,44
	B	<10,95	94,54 ± 2,95	293,34 ± 5,98	30,86 ± 1,35	9,42 ± 0,46
	A+B	<11,11	94,92 ± 2,98	342,29 ± 6,75	37,30 ± 1,52	9,24 ± 0,45
C2	A	25,47 ± 6,08	66,24 ± 2,12	438,28 ± 8,33	17,86 ± 0,72	11,12 ± 0,54
	B	26,76 ± 6,21	70,69 ± 2,31	432,11 ± 8,17	22,00 ± 1,10	12,74 ± 0,61
	A+B	26,12 ± 6,14	68,46 ± 2,22	435,20 ± 8,25	19,84 ± 1,08	11,93 ± 0,58
C3	A	<10,45	91,93 ± 2,87	130,00 ± 3,28	105,18 ± 1,30	12,10 ± 0,58
	B	<10,81	94,16 ± 2,96	128,45 ± 3,93	36,83 ± 1,47	10,48 ± 0,51
	A+B	<10,63	93,04 ± 2,92	129,22 ± 3,60	71,00 ± 1,39	11,29 ± 0,55
C4	A	<9,94	87,69 ± 2,75	353,33 ± 6,78	37,05 ± 1,44	12,00 ± 0,57
	B	<10,19	93,48 ± 2,94	209,19 ± 4,65	40,74 ± 1,57	12,41 ± 0,59
	A+B	<10,07	90,59 ± 2,85	281,26 ± 5,72	38,90 ± 1,51	12,21 ± 0,58
C5	A	<10,22	92,23 ± 2,88	388,40 ± 7,38	47,39 ± 1,79	8,30 ± 0,40
	B	<9,82	93,13 ± 2,91	185,52 ± 4,29	42,50 ± 1,59	5,75 ± 0,28
	A+B	<10,02	92,68 ± 2,90	286,96 ± 5,84	44,95 ± 1,69	7,03 ± 0,34
C6	A	<11,32	95,24 ± 3,00	389,49 ± 7,50	49,93 ± 1,89	7,53 ± 0,37
	B	<11,82	93,08 ± 2,96	369,74 ± 7,69	54,59 ± 1,92	7,15 ± 0,36
	A+B	<11,57	94,16 ± 2,98	379,62 ± 7,60	52,26 ± 1,90	7,34 ± 0,36

C7	A	<10,87	89,22 ± 2,82	189,32 ± 4,57	33,67 ± 1,44	6,68 ± 0,33
	B	<11,71	92,92 ± 2,95	348,64 ± 6,88	62,64 ± 2,14	7,08 ± 0,35
	A+B	<11,29	91,07 ± 2,89	268,98 ± 5,73	48,16 ± 1,79	6,88 ± 0,34
C8	A	53,87 ± 10,89	88,21 ± 2,81	430,74 ± 8,18	50,61 ± 1,80	10,82 ± 0,52
	B	53,50 ± 10,94	94,44 ± 2,98	121,91 ± 3,98	71,61 ± 2,45	8,63 ± 0,43
	A+B	53,69 ± 10,92	91,33 ± 2,90	276,33 ± 6,08	61,11 ± 2,13	9,73 ± 0,48
C9	A	53,66 ± 10,82	95,33 ± 3,02	407,94 ± 7,83	65,92 ± 2,26	10,35 ± 0,50
	B	55,82 ± 11,89	94,83 ± 3,00	102,25 ± 3,81	71,18 ± 2,44	7,26 ± 0,37
	A+B	54,74 ± 11,36	95,08 ± 3,01	255,00 ± 5,82	68,55 ± 2,35	8,81 ± 0,44
C10	A	56,42 ± 11,67	87,34 ± 5,54	376,41 ± 7,39	46,15 ± 3,21	6,84 ± 0,67
	B	47,90 ± 9,74	99,42 ± 3,15	624,20 ± 3,76	34,39 ± 0,93	3,66 ± 0/21
	A+B	52,16 ± 10,70	93,38 ± 4,35	500,31 ± 9,18	40,27 ± 2,92	5,25 ± 0,44
C11	A	<11,16	98,15 ± 3,07	395,75 ± 7,62	29,15 ± 1,37	4,64 ± 0,24
	B	57,43 ± 11,84	100,47 ± 3,55	134,58 ± 4,15	75,67 ± 2,59	5,04 ± 0,26
	A+B	34,30 ± 11,84	99,31 ± 3,31	265,17 ± 5,89	52,41 ± 1,98	4,84 ± 0,25
C12	A	44,99 ± 9,20	93,25 ± 2,96	416,59 ± 7,97	27,88 ± 1,32	10,25 ± 0,50
	B	<10,27	89,20 ± 2,81	366,81 ± 7,03	32,58 ± 1,41	9,60 ± 0,56
	A+B	27,63 ± 9,20	91,23 ± 2,42	391,70 ± 7,50	30,23 ± 2,54	9,93 ± 0,43
C13	A	46,39 ± 9,79	81,70 ± 2,62	378,47 ± 7,29	35,67 ± 1,48	14,64 ± 0,70
	B	<9,98	80,29 ± 2,55	349,27 ± 6,73	27,26 ± 1,26	14,33 ± 0,68
	A+B	28,19 ± 9,79	81,00 ± 2,59	363,87 ± 7,01	31,47 ± 1,37	14,49 ± o,69
C14	A	<10,72	86,44 ± 2,74	218,14 ± 4,88	26,53 ± 1,20	7,51 ± 0,37
	B	48,67 ± 9,79	92,27 ± 2,92	194,25 ± 4,65	32,66 ± 1,42	7,36 ± 0,36
	A+B	29,70 ± 9,79	89,36 ± 2,83	206,20 ± 4,77	29,60 ± 1,31	7,44 ± 0,37
C15	A	49,42 ± 10,47	94,59 ± 2,99	410,25 ± 7,84	36,86 ± 1,50	5,72 ± 0,29
	B	<12,04	103,92 ± 3,27	85,51 ± 3,81	27,72 ± 1,02	4,89 ± 0,27

	A+B	**30,73 ± 10,47**	**99,26 ± 3,13**	**247,88 ± 5,83**	**37,29 ± 1,79**	**5,31 ± 0,28**
C16	**A+B**	**<11,0**	**99,40 ± 3,05**	**235,62 ± 5,14**	**73,79 ± 2,49**	**5,00 ± 0,26**
C17	**A+B**	**26,20 ± 6,31**	**82,68 ± 2,62**	**238,23 ± 5,23**	**60,39 ± 2,05**	**21,46 ± 1,02**
C18	**A+B**	**45,84 ± 9,57**	**86,70 ± 2,70**	**360,90 ± 7,17**	**59,02 ± 1,99**	**11,88 ± 0,57**
C19	**A+B**	**69,61 ± 1,40**	**98,09 ± 3,06**	**272,34 ± 5,65**	**58,08 ± 1,96**	**0,98 ± 0,08**
C20	**A+B**	**32,91 ± 7,14**	**97,96 ± 3,07**	**325,87 ± 6,43**	**52,31 ± 1,76**	**12,71 ± 0,61**
C21	**A+B**	**42,33 ± 8,97**	**91,71 ± 2,87**	**181,30 ± 4,20**	**66,93 ± 2,28**	**23,32 ± 1,11**
C22	**A+B**	**<10,40**	**95,25 ± 2,97**	**258,22 ± 5,44**	**58,31 ± 1,98**	**6,17 ± 0,31**
C23	**A+B**	**<11,56**	**92,14 ± 2,91**	**458,31 ± 8,86**	**62,14 ± 2,11**	**0,74 ± 0,09**

C24	**A+B**	**31,22 ± 7,12**	**95,79 ± 3,02**	**184,85 ± 4,66**	**71,52 ± 2,44**	**8,26 ± 0,41**
C25	**A+B**	**<11,02**	**102,83 ± 3,19**	**667,61 ± 12,37**	**59,04 ± 2,03**	**0,00 ± 0,00**
C26	**A+B**	**<9,43**	**70,30 ± 2,23**	**189,50 ± 4,58**	**59,17 ± 2,02**	**0,00 ± 0,00**
C27	**A+B**	**<10,54**	**100,54 ± 3,12**	**492,71 ± 9,25**	**65,82 ± 2,24**	**0,00 ± 0,00**
C28	**A+B**	**<6,84**	**33,57 ± 1,15**	**353,35 ± 6,73**	**20,78 ± 0,77**	**10,04 ± 0,48**
C29	**A+B**	**32,94 ± 7,02**	**96,60 ± 3,02**	**340,97 ± 6,50**	**60,81 ± 2,06**	**0,39 ± 0,07**
C30	**A+B**	**<10,28**	**87,11 ± 2,73**	**392,67 ± 7,41**	**70,20 ± 2,39**	**11,91 ± 0,57**
C31	**A+B**	**25,71 ± 6,04**	**88,73 ± 2,82**	**268,14 ± 5,55**	**66,23 ± 2,23**	**11,91 ± 0,57**
C32	**A+B**	**45,71 ± 9,70**	**95,41 ± 2,99**	**387,81 ± 7,43**	**74,03 ± 2,50**	**14,09 ± 0,68**

C33	**A+B**	**<8,77**	**74,36 ± 2,34**	**357,64 ± 6,79**	**52,45 ± 1,79**	**5,31 ± 0,26**
C34	**A+B**	**<10,69**	**92,98 ± 0,81**	**447,89 ± 2,56**	**51,31 ± 0,57**	**26,31 ± 0,16**
C35	**A+B**	**35,60 ± 7,29**	**82,27 ± 2,58**	**379,40 ± 7,20**	**57,05 ± 1,93**	**9,09 ± 0,44**
C36	**A+B**	**<11,25**	**98,39 ± 3,09**	**459,76 ± 8,65**	**76,20 ± 2,61**	**10,48 ± 0,51**
C37	**A+B**	**<10,93**	**95,68 ± 0,81**	**500,09 ± 2,53**	**57,54 ± 0,56**	**5,26 ± 0,09**
C38	**A+B**	**58,50 ± 11,91**	**99,08 ± 3,08**	**286,42 ± 5,82**	**67,35 ± 2,27**	**10,70 ± 0,52**
C39	**A+B**	**<10,76**	**94,22 ± 2,96**	**347,78 ± 6,71**	**68,69 ± 2,32**	**19,49 ± 0,93**
C40	**A+B**	**<10,12**	**97,43 ± 3,04**	**460,05 ± 8,59**	**52,24 ± 1,87**	**6,64 ± 0,33**
C41	**A+B**	**<10,91**	**94,92 ± 2,99**	**495,50 ± 9,26**	**59,84 ± 2,14**	**20,81 ± 0,99**

C42	**A+B**	**<10,85**	**95,86 ± 3,01**	**501,90 ± 9,37**	**67,28 ± 2,37**	**11,65 ± 0,56**
C43	**A+B**	**<10,69**	**92,98 ± 2,92**	**447,89 ± 8,46**	**51,32 ± 1,92**	**26,31 ± 1,25**
C44	**A+B**	**<10,42**	**86,44 ± 2,73**	**453,20 ± 8,50**	**62,68 ± 2,18**	**24,62 ± 1,17**
C45	**A+B**	**<10,56**	**89,94 ± 2,84**	**414,53 ± 7,81**	**64,87 ± 2,26**	**20,82 ± 0,99**
C46	**A+B**	**31,53 ± 6,69**	**76,71 ± 2,43**	**388,85 ± 7,32**	**70,04 ± 1,00**	**15,00 ± 0,72**
C47	**A+B**	**<10,63**	**84,48 ± 2,68**	**396,64 ± 7,55**	**68,34 ± 2,33**	**22,44 ± 1,07**
C48	**A+B**	**40,09 ± 8,23**	**80,29 ± 2,54**	**150,12 ± 3,95**	**64,97 ± 2,17**	**20,56 ± 0,98**
C49	**A+B**	**27,23 ± 6,08**	**90,68 ± 2,84**	**235,58 ± 5,05**	**75,34 ± 2,56**	**10,27 ± 0,50**
C50	**A+B**	**29,11 ± 6,60**	**97,11 ± 3,05**	**496,89 ± 9,58**	**72,66 ± 2,47**	**8,74 ± 0,43**

C51	**A+B**	**<10,81**	**97,49 ± 3,06**	**404,94 ± 7,69**	**77,47 ± 2,62**	**7,20 ± 0,36**
C52	**A+B**	**<11,23**	**103,99 ± 3,26**	**444,28 ± 8,41**	**77,61 ± 2,67**	**8,94 ± 0,44**
C53	**A+B**	**<11,10**	**55,97 ± 3,11**	**415,31 ± 7,87**	**69,68 ± 2,37**	**9,38 ± 0,46**
C54	**A+B**	**<10,71**	**94,41 ± 2,97**	**395,87 ± 7,48**	**62,57 ± 2,15**	**13,21 ± 0,64**
C55	**A+B**	**22,56 ± 5,33**	**18,12 ± 0,79**	**439,81 ± 8,24**	**<1,98**	**0,62 ± 0,07**
C56	**A+B**	**37,05 ± 7,83**	**84,16 ± 2,68**	**573,80 ± 10,70**	**45,16 ± 1,63**	**12,51 ± 0,60**
C57	**A+B**	**<11,16**	**84,54 ± 2,70**	**498,22 ± 9,35**	**29,49 ± 1,24**	**23,76 ± 0,14**
C58	**A+B**	**28,52 ± 6,34**	**89,78 ± 2,83**	**438,55 ± 8,26**	**53,31 ± 1,91**	**26,43 ± 1,26**
C59	**A+B**	**<10,36**	**87,43 ± 2,76**	**443,77 ± 8,35**	**68,65 ± 2,33**	**15,14 ± 0,72**

C60	**A+B**	**<9,94**	**97,99 ± 3,05**	**436,15 ± 8,21**	**60,54 ± 2,11**	**9,54 ± 0,46**
C61	**A+B**	**<10,65**	**100,21 ± 3,11**	**232,34 ± 5,16**	**76,63 ± 2,67**	**8,16 ± 0,40**
C62	**A+B**	**<11,02**	**101,85 ± 3,19**	**451,08 ± 8,54**	**70,24 ± 2,46**	**12,34 ± 0,60**
C63	**A+B**	**<9,85**	**97,00 ± 3,02**	**460,00 ± 8,64**	**61,47 ± 2,16**	**1,01 ± 0,08**
C64	**A+B**	**<9,8**	**88,94 ± 2,78**	**154,76 ± 3,81**	**62,51 ± 2,20**	**1,31 ± 0,09**
C65	**A+B**	**<8,3**	**65,17 ± 2,08**	**308,57 ± 5,92**	**41,53 ± 1,51**	**26,60 ± 1,27**
C66	**A+B**	**<11,32**	**120,18 ± 3,72**	**739,36 ± 13,76**	**56,38 ± 2,13**	**0,59 ± 0,09**
C67	**A+B**	**<9,47**	**85,97 ± 2,70**	**181,44 ± 2,77**	**46,01 ± 1,95**	**13,32 ± 0,64**
C68	**A+B**	**46,61 ± 9,79**	**93,09 ± 2,93**	**251,82 ± 5,32**	**50,91 ± 2,03**	**10,80 ± 0,52**

C69	**A+B**	**<11,46**	**89,56 ± 2,85**	**437,91 ± 8,33**	**36,43 ± 1,54**	**8,23 ± 0,40**
C70	**A+B**	**46,01 ± 9,63**	**85,77 ± 2,72**	**434,54 ± 8,21**	**98,38 ± 1,29**	**3,50 ± 0,19**
C71	**A+B**	**39,00 ± 8,25**	**73,97 ± 2,37**	**361,75 ± 6,87**	**62,08 ± 1,04**	**10,12 ± 0,49**
C72	**A+B**	**44,19 ± 9,44**	**86,97 ± 2,75**	**278,59 ± 5,67**	**31,77 ± 1,36**	**5,23 ± 0,27**
C73	**A+B**	**45,72 ± 9,59**	**95,23 ± 2,99**	**425,21 ± 8,03**	**38,04 ± 1,56**	**9,30 ± 0,45**
C74	**A+B**	**47,42 ± 9,69**	**94,74 ± 3,00**	**507,22 ± 9,50**	**40,90 ± 1,61**	**6,96 ± 0,35**
C75	**A+B**	**<10,57**	**87,28 ± 2,75**	**482,74 ± 9,01**	**43,43 ± 1,68**	**13,85 ± 0,67**
C76	**A+B**	**31,70 ± 7,03**	**96,17 ± 3,01**	**468,53 ± 8,76**	**52,54 ± 2,02**	**7,59 ± 0,37**
C77	**A+B**	**40,18 ± 8,36**	**93,39 ± 2,95**	**479,68 ± 8,99**	**49,91 ± 1,84**	**20,89 ± 1,00**

C78	**A+B**	**<10,54**	**79,15 ± 2,53**	**405,83 ± 7,69**	**51,95 ± 1,84**	**27,13 ± 1,30**

Концентрације тешких метала истраживаног простора

Узорак	Концентрације тешких метала [mg/kg]									
	Cd	**Co**	**Cr**	**Cu**	**Mn**	**Ni**	**Pb**	**V**	**Zn**	**Fe**
C1	0,49	32,92	37,11	115,02	945,26	31,08	25,14	46,12	66,01	25345
C2	0,44	29,99	34,12	67,31	917,92	28,98	30,54	41,49	76,49	27455
C3	0,44	32,23	36,38	52,51	645,72	26,46	21,71	43,08	62,65	26343
C4	0,56	41,38	46,82	39,46	760,32	29,10	23,25	54,16	71,45	22500
C5	0,58	39,17	44,45	34,14	747,15	31,78	22,43	51,69	66,78	20600

C6	0,44	26,94	31,01	40,81	865,03	23,71	24,47	37,46	93,39	19990
C7	0,38	26,34	30,06	31,86	764,38	23,33	19,06	35,10	106,06	24533
C8	0,37	27,12	31,08	21,28	532,49	23,93	16,54	36,33	82,00	28543
C9	0,40	27,44	31,47	23,67	649,74	43,14	18,19	37,31	95,64	25655
C10	0,40	29,93	34,08	27,32	521,31	25,83	14,15	40,65	101,80	28087

C11	0,39	28,06	32,20	21,49	746,12	25,99	18,67	37,36	113,27	31443
C12	0,45	29,38	34,07	21,75	1013,92	26,03	23,99	40,11	91,26	22345
C13	0,54	55,78	30,28	14,14	702,55	24,51	31,74	35,65	132,13	25378
C14	0,54	37,02	42,27	16,86	897,04	30,13	24,68	50,04	75,40	29873
C15	0,53	31,94	36,52	23,98	705,57	30,62	24,36	43,34	128,91	23665

C16	0,52	33,33	38,75	23,56	670,81	27,93	24,62	40,87	123,9	18333
C17	0,40	18,02	20,78	14,22	428,67	16,39	19,49	22,68	130,5	23709
C18	0,40	15,25	17,55	17,05	458,45	18,18	15,34	18,74	85,7	20567
C19	0,53	34,09	39,48	21,09	357,11	26,12	50,63	41,68	104,6	22455
C20	0,69	43,41	44,84	27,15	275,65	32,15	18,83	55,04	123,7	22599
C21	0,48	24,56	28,37	16,75	458,82	19,07	19,41	29,74	104,6	34344
C22	0,54	27,52	31,99	25,98	344,54	21,76	13,39	35,16	329,7	32903
C23	0,35	16,05	18,57	18,07	170,77	13,77	10,31	20,15	374,4	22092
C24	0,46	25,81	30,01	19,30	1199,04	27,60	28,39	33,04	219,1	28456

C25	0,12	11,09	12,50	17,40	8,28	6,45	0,00	9,87	116,2	15677
C26	0,24	12,59	14,57	24,71	188,26	11,55	13,48	11,64	112,1	25876
C27	0,39	17,47	19,89	14,07	244,55	16,27	12,89	22,52	4309,1	31987
C28	0,36	25,06	28,70	6,84	92,75	44,07	13,56	16,68	315,4	23344
C29	0,44	20,85	23,84	33,92	441,86	21,78	9,50	26,34	851,0	28987
C30	0,43	19,66	22,67	32,84	621,45	22,22	16,62	23,53	594,3	18887
C31	0,52	26,74	31,07	36,95	1055,77	29,57	32,02	34,99	448,0	22556
C32	0,66	94,54	25,44	39,35	1042,66	22,10	42,48	32,55	685,4	25666
C33	0,51	66,88	14,65	20,25	661,09	15,08	28,79	16,36	1075,3	29098

C34	0,66	103,53	23,13	26,33	767,24	19,72	48,47	28,54	342,0	25454
C35	0,54	76,67	14,96	56,80	678,53	17,64	33,53	18,24	1659,9	25356
C36	0,69	100,01	25,97	21,95	767,20	21,10	40,00	33,42	295,0	32389
C37	0,71	101,91	27,08	30,88	550,23	21,51	44,69	34,53	513,2	29884
C38	0,71	111,26	29,06	20,21	623,15	19,28	47,70	36,72	886,5	23676
C39	0,60	92,06	22,58	14,39	1406,65	18,87	43,52	28,39	883,2	31344
C40	0,90	136,37	36,87	32,93	311,79	23,43	53,83	47,00	889,5	26720
C41	0,71	91,89	23,39	32,20	839,49	21,64	44,12	29,29	1366,8	20578
C42	0,66	88,80	23,42	19,38	792,50	19,07	36,72	30,01	164,3	29466

C43	0,66	92,98	25,71	15,28	861,00	20,60	42,10	32,81	325,6	24610
C44	0,62	82,03	23,07	69,15	790,20	20,61	40,98	28,76	533,1	26355
C45	0,55	80,22	22,10	19,86	804,11	16,47	36,39	28,21	130,2	30914
C46	0,56	77,09	20,75	19,87	484,96	18,07	33,13	23,62	119,0	24103
C47	0,58	80,98	20,72	32,07	471,32	16,23	44,21	25,85	309,9	27611
C48	0,61	80,11	22,22	21,69	661,63	18,57	46,19	28,00	94,5	27043
C49	0,60	85,53	22,51	22,00	1082,40	19,07	42,65	29,54	346,5	26399
C50	0,62	87,88	19,94	12,57	788,98	19,04	36,90	23,69	86,7	31301
C51	0,67	94,60	25,24	14,55	982,69	22,55	43,26	32,98	64,8	21334

C52	0,77	111,16	30,74	18,59	620,65	21,70	45,81	39,54	92,1	27829
C53	0,61	87,45	23,76	18,73	1037,55	18,32	42,93	31,31	77,6	28621
C54	0,61	99,06	25,91	8,35	1162,04	17,26	44,67	33,35	43,8	27289
C55	0,71	108,89	27,51	14,32	567,46	18,19	42,49	34,37	60,7	26665
C56	0,53	96,81	20,39	10,26	330,00	16,94	43,69	23,49	66,0	20523
C57	0,60	89,66	20,78	13,22	751,28	17,91	38,54	25,87	105,9	32411
C58	0,51	84,91	19,69	11,36	1244,49	16,04	51,82	24,58	78,1	24555
C59	0,49	71,10	16,70	10,34	876,37	14,23	36,56	21,40	61,9	27633
C60	0,47	74,33	20,79	67,85	371,64	16,84	33,61	32,25	175,6	26859

C61	0,53	100,67	17,01	12,50	789,50	16,53	38,86	20,95	72,1	22048
C62	0,59	98,49	22,71	10,12	602,55	18,41	41,34	27,90	53,6	25647
C63	0,60	90,83	18,41	10,22	450,90	14,66	35,53	22,74	55,5	27022
C64	0,41	68,59	13,23	11,77	321,37	10,52	29,94	16,37	103,8	23435
C65	0,68	91,72	21,87	12,59	785,97	30,68	37,65	21,20	125,0	22337
C66	0,87	141,07	15,10	14,58	137,28	21,28	41,61	17,44	146,5	26370
C67	0,53	76,30	21,27	11,95	1159,20	16,88	43,34	26,30	167,0	29865
C68	0,63	89,10	22,63	16,66	938,39	17,91	49,45	29,95	5514,5	23657
C69	0,60	87,54	23,85	11,59	1089,41	19,17	43,45	29,10	868,9	28325

C70	0,69	99,66	26,06	9,63	979,02	21,43	42,01	32,38	244,4	26701
C71	0,55	74,44	19,12	12,57	688,96	15,58	58,83	22,65	11507,2	26559
C72	0,38	63,51	18,51	54,84	737,03	15,66	31,72	31,04	703,0	32447
C73	0,39	61,57	18,20	70,64	809,97	15,54	30,12	28,55	353,3	30591
C74	0,37	60,40	16,95	72,51	908,85	16,28	29,59	28,21	387,6	26336
C75	0,42	64,45	19,67	66,82	844,37	17,96	35,51	32,08	168,9	30895
C76	0,46	78,33	23,24	85,02	379,25	18,17	35,28	39,07	115,4	24084
C77	0,38	59,37	16,85	74,97	703,77	15,28	31,04	26,99	159,1	22273
C78	0,29	42,34	12,58	116,11	707,99	11,16	31,40	19,99	155,2	24462

Физичко-хемијске карактеристике земљишта истраживаног простора

Узорак	Садржај песка (%)	Садржај Праха (%)	Садржај глине (%)	pH u H_2O	pH u 1 M KCl	Садржај хумуса	Садржај $CaCO_3$
C1	53,5	32,25	14,25	5,87	5,65	2,54	< 0,21
C2	53,66	31,21	15,13	5,58	5,9	2,33	< 0,21
C3	55,43	28,35	16,22	5,01	4,56	2,55	< 0,21
C4	59,66	25,33	15,01	5,56	5,03	3,56	< 0,21
C5	54,8	29,65	15,55	5,03	5,04	3,25	< 0,21
C6	46,35	35,33	18,32	5,24	4,98	3,25	< 0,21
C7	58,12	24,33	17,55	5,85	4,89	3,33	< 0,21
C8	48,64	26	25,36	4,28	4,09	3,56	< 0,21
C9	36,31	32,25	31,44	6,99	5,89	2,56	< 0,21
C10	28,42	36,25	35,33	5,24	4,97	3,02	< 0,21
C11	34,14	40,2	25,66	5,75	5,34	3,66	< 0,21
C12	27,39	44,25	28,36	5,22	5,76	3,56	< 0,21
C13	56,66	28,33	15,01	4,65	4,12	4,36	< 0,21
C14	49,43	30,24	20,33	5,02	4,59	2,56	< 0,21
C15	53,11	28,66	18,23	4,22	4	3,01	< 0,21
C16	44,23	38,22	17,55	6,65	6,27	4,41	< 0,21
C17	61,37	25,33	13,3	5,65	5,56	4,5	< 0,21
C18	63,45	24,33	12,22	5,66	5,34	3,69	< 0,21
C19	60,42	25,36	14,22	5,29	4,59	2,18	< 0,21
C20	51,46	30,21	18,33	5,21	5,09	2,85	< 0,21
C21	70,53	15,25	14,22	5,65	5,34	4,5	< 0,21
C22	45,12	25,33	29,55	5,56	5,44	2,53	< 0,21

C23	**46,5**	**30,25**	**23,25**	**5,45**	**5,32**	**1,36**	**< 0,21**
C24	**53,56**	**31,22**	**15,22**	**4,78**	**4,65**	**2,25**	**< 0,21**
C25	**19,46**	**35,22**	**45,32**	**5,97**	**5,86**	**0,7**	**< 0,21**
C26	**50,45**	**25,33**	**24,22**	**5,56**	**5,51**	**1,23**	**< 0,21**
C27	**62,39**	**25,36**	**12,25**	**6,02**	**5,76**	**2,02**	**< 0,21**
C28	**62,9**	**24,85**	**12,25**	**6,55**	**6,04**	**1,98**	**< 0,21**
C29	**41,24**	**30,21**	**28,55**	**5,54**	**5,45**	**2,56**	**< 0,21**
C30	**64,42**	**25,33**	**10,25**	**6,7**	**6,27**	**2,59**	**< 0,21**
C31	**45,6**	**30,25**	**24,15**	**5,54**	**5,34**	**2,35**	**< 0,21**
C32	**49,52**	**32,25**	**18,23**	**4,69**	**4,56**	**3,02**	**< 0,21**
C33	**50,43**	**34,33**	**15,24**	**4,29**	**3,97**	**2,97**	**< 0,21**
C34	**44,52**	**35,29**	**20,19**	**4,65**	**4,34**	**2,56**	**< 0,21**
C35	**43,34**	**28,33**	**28,33**	**6,55**	**6,21**	**3,58**	**< 0,21**
C36	**51,57**	**30,21**	**18,22**	**4,36**	**4,21**	**2,88**	**< 0,21**
C37	**49,43**	**35,25**	**15,32**	**6,54**	**6,1**	**2,98**	**< 0,21**
C38	**38,64**	**36**	**25,36**	**4,22**	**4,11**	**3,5**	**< 0,21**
C39	**54,43**	**31,32**	**14,25**	**4,55**	**4,23**	**2,33**	**< 0,21**
C40	**52,18**	**32,16**	**15,66**	**5,62**	**5,2**	**3,2**	**< 0,21**
C41	**55,46**	**29,66**	**14,88**	**5,48**	**5,01**	**4,48**	**< 0,21**
C42	**59,29**	**25,35**	**15,36**	**4,33**	**4,13**	**2,12**	**< 0,21**
C43	**53,43**	**28,34**	**18,23**	**4,02**	**3,98**	**2,54**	**< 0,21**
C44	**57,39**	**27,28**	**15,33**	**5,36**	**4,87**	**2,36**	**< 0,21**
C45	**55,76**	**30,22**	**14,02**	**5,36**	**4,67**	**3,56**	**< 0,21**
C45	**39,45**	**35,22**	**25,33**	**5,02**	**4,76**	**4,52**	**< 0,21**
C47	**49,09**	**35,25**	**15,66**	**5,12**	**4,54**	**4,41**	**< 0,21**
C48	**43,12**	**30,55**	**26,33**	**6,87**	**5,67**	**4,39**	**< 0,21**
C49	**54,39**	**27,28**	**18,33**	**4,25**	**3,87**	**2,35**	**< 0,21**
C50	**55,48**	**30,36**	**14,16**	**6,96**	**5,99**	**2,44**	**3,68**

C51	**53,45**	**31,22**	**15,33**	**5,25**	**5,12**	**3,02**	**< 0,21**
C52	**56,45**	**25,33**	**18,22**	**5,33**	**5,24**	**2,57**	**< 0,21**
C53	**51,37**	**28,33**	**20,3**	**6,02**	**6**	**3,1**	**< 0,21**
C54	**56,53**	**30,22**	**13,25**	**5,88**	**5,67**	**3,25**	**< 0,21**
C55	**39,42**	**25,33**	**35,25**	**5,36**	**5,27**	**1,5**	**< 0,21**
C56	**37,6**	**23,18**	**39,22**	**5,87**	**5,77**	**2,54**	**< 0,21**
C57	**59,42**	**25,33**	**15,25**	**5,63**	**5,43**	**3,6**	**< 0,21**
C58	**41,4**	**34,3**	**24,3**	**5,33**	**5,05**	**4,58**	**< 0,21**
C59	**54,5**	**26,3**	**19,2**	**4,29**	**3,69**	**4**	**< 0,21**
C60	**61,42**	**25,33**	**13,25**	**5,26**	**5,03**	**3,89**	**< 0,21**
C61	**55,4**	**29,36**	**15,24**	**5,36**	**5,2**	**2,69**	**< 0,21**
C62	**52,45**	**29,33**	**18,22**	**4,66**	**4,55**	**2,45**	**< 0,21**
C63	**51,75**	**25**	**23,25**	**5,02**	**4,99**	**1,25**	**< 0,21**
C64	**57,21**	**26,54**	**16,25**	**6,65**	**6,56**	**2,36**	**< 0,21**
C65	**49,39**	**35,25**	**15,36**	**5,25**	**5,17**	**4,02**	**< 0,21**
C66	**57,44**	**28,5**	**14,06**	**4,99**	**4,33**	**0,89**	**< 0,21**
C67	**59,43**	**25,24**	**15,33**	**5,35**	**5,12**	**2,56**	**< 0,21**
C68	**43,56**	**41,2**	**15,24**	**6,98**	**6,65**	**2,65**	**< 0,21**
C69	**62,34**	**25,36**	**12,3**	**5,96**	**5,83**	**3,04**	**< 0,21**
C70	**49,15**	**35,6**	**15,25**	**6,03**	**5,98**	**2,57**	**< 0,21**
C71	**46,84**	**39,1**	**14,06**	**6,52**	**6,32**	**2,36**	**< 0,21**
C72	**47,45**	**40,25**	**12,3**	**5,45**	**5,34**	**3,1**	**< 0,21**
C73	**46,95**	**37,85**	**15,2**	**5,25**	**5,22**	**3,25**	**< 0,21**
C74	**51,45**	**30,25**	**18,3**	**6,55**	**6,4**	**4,08**	**< 0,21**
C75	**59,32**	**26,66**	**14,02**	**6,36**	**6,12**	**2,78**	**< 0,21**
C76	**39,37**	**35,33**	**25,3**	**5,25**	**5,19**	**2,32**	**< 0,21**
C77	**45,7**	**40,1**	**14,2**	**5,36**	**5,21**	**4,49**	**< 0,21**
C78	**56,31**	**28,34**	**15,35**	**6,85**	**6,08**	**4,35**	**< 0,21**

8. БИОГРАФИЈА АУТОРА

Рођен је 21.03.1972. године у Шапцу. Основну школу је завршио у селу Доње Црниљево, као носиоц дипломе „Вук Караџић“. Средњу школу, Педагошку академију „Душан Јерковић“ у Шапцу завршио је са одличним успехом. Војну академију Копнене војске уписао је школске 1991/92, а смер АБХО 1993/94. и завршио 1995. године у Крушевцу, са просечном оценом 7,80. Дипломски рад под називом „Тенденције развоја савременог тактичког нуклеарног оружја“ одбранио је са оценом 10 (десет), на Катедри за за Нуклеарно оружје. Каријеру официра започео је у Крушевцу, а наставио у Београду од 2000. године. Од 2006. године добија службу у Обреновцу, када почиње да се интензивно бави проблематиком хемијских удеса и проблемима загађења животне средине града Обреновца и околине. Реализовао је неколико вежби снага за отклањање последица хемијских удеса у оквиру Војске. У 2010. години завршава магистарске студије на Факултету заштите на раду Универзитета у Нишу, смер заштита животне средине, чиме стече звање магистар наука заштите животне средине. Сретен Илић је изабран у звање истраживач-сарадник на Војнотехничком институту у Београду. Служи се немачким и руским језиком. За рад на рачунару у програму Microsoft office и рад на интернету, као и основе програмирања, поседује ECDL сертификат. Ожењен је супругом Душицом и има сина Луку.

Сретен Илић је објавио више научних радова у досадашњем научноистраживачком раду у области нуклеарне заштите и заштите животне средине, међу којима су радови у истакнутим међународним часописима и на међународним конференцијама.

9. ИЗЈАВЕ АУТОРА

ИЗЈАВА О АУТОРСТВУ

Изјављујем да је докторска дисертација, под насловом

ТЕШКИ МЕТАЛИ И РАДИОНУКЛИДИ У ЗЕМЉИШТУ У ОКОЛИНИ ЛЕЖИШТА ГЛИНОВИТОГ МАТЕРИЈАЛА „ЗБЕГОВИ“, ДОЊЕ ЦРНИЉЕВО - УТИЦАЈ НА ЕЛЕМЕНТЕ ЖИВОТНЕ СРЕДИНЕ

која је одбрањена на Факултету заштите на раду Универзитета у Нишу:

- резултат сопственог истраживачког рада;
- да ову дисертацију, ни у целини, нити у деловима, нисам пријављивао/ла на другим факултетима, нити универзитетима;
- да нисам повредио/ла ауторска права, нити злоупотребио/ла интелектуалну својину других лица.

Дозвољавам да се објаве моји лични подаци, који су у вези са ауторством и добијањем академског звања доктора наука, као што су име и презиме, година и место рођења и датум одбране рада, и то у каталогу Библиотеке, Дигиталном репозиторијуму Универзитета у Нишу, као и у публикацијама Универзитета у Нишу.

У Нишу, 22.09.2026.

Потпис аутора дисертације:

(Сретен Б. Илић)

ИЗЈАВА О ИСТОВЕТНОСТИ ЕЛЕКТРОНСКОГ И ШТАМПАНОГ ОБЛИКА ДОКТОРСКЕ ДИСЕРТАЦИЈЕ

Наслов дисертације:

ТЕШКИ МЕТАЛИ И РАДИОНУКЛИДИ У ЗЕМЉИШТУ У ОКОЛИНИ ЛЕЖИШТА ГЛИНОВИТОГ МАТЕРИЈАЛА „ЗБЕГОВИ“, ДОЊЕ ЦРНИЉЕВО - УТИЦАЈ НА ЕЛЕМЕНТЕ ЖИВОТНЕ СРЕДИНЕ

Изјављујем да је електронски облик моје докторске дисертације, коју сам предао за уношење у **Дигитални репозиторијум Универзитета у Нишу,** истоветан штампаном облику.

У Нишу, 22.09.2026.

Потпис аутора дисертације:

(Сретен Б. Илић)

ИЗЈАВА О КОРИШЋЕЊУ

Овлашћујем Универзитетску библиотеку „Никола Тесла“ да у Дигитални репозиторијум Универзитета у Нишу унесе моју докторску дисертацију, под насловом:

ТЕШКИ МЕТАЛИ И РАДИОНУКЛИДИ У ЗЕМЉИШТУ У ОКОЛИНИ ЛЕЖИШТА ГЛИНОВИТОГ МАТЕРИЈАЛА „ЗБЕГОВИ“, ДОЊЕ ЦРНИЉЕВО - УТИЦАЈ НА ЕЛЕМЕНТЕ ЖИВОТНЕ СРЕДИНЕ

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

Моју докторску дисертацију, унету у Дигитални репозиторијум Универзитета у Нишу, могу користити сви који поштују одредбе садржане у одабраном типу лиценце Креативне заједнице (Creative Commons), за коју сам се одлучио:

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

У Нишу, 22.09.2026.

Потпис аутора дисертације:

(Сретен В. Илић)