

UNIVERZITET U BEOGRADU
FAKULTET ZA FIZIČKU HEMIJU

Ljubica I. Župunski

**PRIMENA METODE MONTE KARLO
KOD PROCENE RIZIKA PO ZDRAVLJE
STANOVNIŠTVA USLED IZLAGANJA
PRIRODNIM RADIONUKLIDIMA
IZ ZEMLJIŠTA**

doktorska disertacija

Beograd, 2014

UNIVERSITY OF BELGRADE
FACULTY OF PHYSICAL CHEMISTRY

Ljubica I. Župunski

**MONTE CARLO METHOD IN HEALTH
RISK ASSESSMENT FOR GENERAL
PUBLIC RELATED TO EXPOSURE
TO NATURAL RADIONUCLIDES
FROM SOIL**

Doctoral Dissertation

Belgrade, 2014

Komisija za ocenu i odbranu doktorske disertacije:

MENTORI:

1. Dr Šćepan Miljanić, redovni profesor, Fakultet za fizičku hemiju, Univerzitet u Beogradu
2. Dr Vesna Spasić Jokić, redovni profesor, Fakultet tehničkih nauka, Univerzitet u Novom Sadu

ČLANOVI KOMISIJE

3. Dr Miloš Mojović, docent, Fakultet za fizičku hemiju, Univerzitet u Beogradu

Datum odbrane: _____, Beograd

Zahvalnica

Želim da izrazim veliku zahvalnost mentoru profesorici dr Vesni Spasić Jokić na definisanju pravca istraživanja i učestvovanju u vođenju doktorske disertacije, prenesenom znanju, kao i na bezgraničnoj podršci tokom prethodnih godina. Izrazito sam zahvalna mentoru profesoru dr Šćepanu Miljaniću kako na velikom ukazanom poverenju tokom doktorskih studija, tako i na vođenju i svim savetima i sugestijama koji su doprineli kvalitetu disertacije.

Posebno se zahvaljujem Geološkom institutu Srbije gde su se u okviru tehnološkog projekta TR 21011 Ministarstva za obrazovanje i nauku republike Srbije (pod nazivom: „Razvoj metoda etaloniranja i standardizacija uzoraka referentnih materijala i izrada geokarata. Gama-spektrometrijsko ispitivanje uzoraka iz životne sredine“, period 2008-2010) pod rukovodstvom profesorice dr Vesne Spasić Jokić, prikupili i pripremili uzorci i obavila gama-spektrometrijska merenja. Posebno se zahvaljujem Vojinu Gordaniću na pomoći prilikom tumačenja geoloških podataka kao i na izrađenim geološkim mapama koje su se našle u ovoj disertaciji.

Veliku zahvalnost dugujem Katedri za električna merenja Fakulteta tehničkih nauka, Univerziteta u Novom Sadu, pod čijem okriljem sam imala bezrezervnu podršku tokom rada na disertaciji.

Neizmerno sam zahvalna mojoj porodici i prijateljima na ljubavi koja mi je dala snagu da istrajem.

Sadržaj

| | | |
|-------|--|----|
| 1 | Uvod..... | 1 |
| 1.1 | Cilj istraživanja | 1 |
| 2 | Pregled literature..... | 5 |
| 2.1 | Radionuklidi u životnoj sredini..... | 5 |
| 2.2 | Radionuklidi ^{238}U , ^{232}Th i ^{40}K u zemljištu | 9 |
| 2.3 | Merenja koncentracije aktivnosti radionuklida u uzorcima iz životne sredine u Vojvodini | 11 |
| 2.4 | Interakcija jonizujućeg zračenja sa DNK molekulima i rizik od razvijanja malignih tumora | 12 |
| 2.5 | Primena metode Monte Karlo kod procene rizika | 18 |
| 2.5.1 | Standardni pristup procene merne nesigurnosti | 19 |
| 2.5.2 | Procena merne nesigurnosti metodom Monte Karlo | 20 |
| 2.6 | Primena metode Monte Karlo u dozimetriji..... | 22 |
| 2.6.1 | Opis fizičkog sistema | 23 |
| 2.6.2 | Procena apsorbovane doze nakon unutrašnjeg izlaganja radionuklidima | 25 |
| 2.6.3 | Biokinetički modeli..... | 28 |
| 2.7 | Faze prilikom procene rizika od razvijanja malignih oboljenja usled izlaganja jonizujućem zračenju | 35 |
| 2.7.1 | Veličine koje opisuju zdravstveni rizik..... | 36 |
| 3 | Metode | 46 |
| 3.1 | Definisanje ispitivanog područja..... | 46 |
| 3.2 | Sakupljanje i priprema uzoraka | 47 |
| 3.3 | Gama-spektrometrijska merenja..... | 50 |
| 3.3.1 | Etaloniranje detektora | 50 |
| 3.4 | Određivanje jačine apsorbovane doze u detektoru od tkivno-ekvivalentnog materijala koji se nalazi u vazduhu | 52 |
| 3.4.1 | MCNP program..... | 52 |
| 3.4.2 | Numerički eksperiment..... | 53 |
| 3.5 | Procena radijacionog zdravstvenog rizika od razvijanja malignog tumora kod stanovništva i procena nesigurnosti izračunatih rizika..... | 55 |
| 4 | Rezultati i diskusija..... | 57 |

| | | |
|-------|--|-----|
| 4.1 | Rezultati određivanja koncentracija aktivnosti prirodnih radionuklida i koncentracije elemenata iz gama-spektrometrijskih merenja radioaktivnosti zemljišta na teritoriji Bela Crkva-Vršac | 57 |
| 4.2 | Procena jačine apsorbovane doze metodom Monte Karlo | 73 |
| 4.3 | Rezultati procene mortaliteta od malignog tumora usled izlaganja prirodnim radionuklidima iz zemljišta | 78 |
| 4.3.1 | Model | 78 |
| 4.3.2 | Definisanje funkcija gustine raspodele verovatnoće za ulazne veličine u modelu | 79 |
| 4.3.3 | Određivanje intervala merne nesigurnosti procenjenih rizika | 89 |
| 4.3.4 | Procena mortaliteta | 93 |
| 5 | Zaključak | 107 |
| 6 | Literatura | 110 |

PRIMENA METODE MONTE KARLO KOD PROCENE RIZIKA PO ZDRAVLJE STANOVNIŠTVA USLED IZLAGANJA PRIRODNIM RADIONUKLIDIMA IZ ZEMLJIŠTA

Rezime

Procena rizika po zdravlje stanovništva i profesionalno izloženih lica usled izlaganja niskim dozama jonizujućeg zračenja nalazi se u istraživačkom fokusu u oblasti zaštite od zračenja. U modele se unosi veliki broj pretpostavki usled nedovoljnog poznavanja mehanizama kancerogeneze, tako da procenjene zdravstvene rizike prate velike merne nesigurnosti koje često nisu iskazane. Sa druge strane, razvoj metoda za procenu zdravstvenih rizika je od izuzetnog značaja pošto se na osnovu njih donose kriterijumi za ograničavanje izlaganja stanovništva i profesionalno izloženih lica.

Cilj istraživanja je razvoj metoda za procenu rizika po zdravlje stanovništva usled spoljašnjeg i unutrašnjeg izlaganja prirodnim radionuklidima poput ^{238}U , ^{232}Th i ^{40}K iz zemljišta. Veličina koja opisuje zdravstveni rizik je mortalitet od malignih tumora, usled celoživotnog izlaganja radionuklidima putem inhalacije, direktne ingestije i spoljašnjeg izlaganja. Zdravstveni rizik se procenjuje metodom Monte Karlo na osnovu izmerenih koncentracija aktivnosti prirodnih radionuklida metodom gama-spektrometrije, procenjenih apsorbovanih doza u detektoru od tkivno-ekvivalentnog materijala koji se nalazi u vazduhu (u slučaju spoljašnjeg izlaganja), definisanih parametara izlaganja i obradom dobijenih rezultata, uključujući i ocenu mernih nesigurnosti utvrđenih zdravstvenih rizika. Procena zdravstvenog rizika je rađena za stanovništvo koje živi na teritoriji Bela Crkva - Vršačke planine. Ispitivano područje karakteriše dominantna poljoprivredna aktivnost stanovništva kao i rastući turistički značaj.

Merenjem radioaktivnosti zemljišta metodom gama-spektrometrije, dobijena je srednja vrednost koncentracije aktivnosti za teritoriju opštine Bela Crkva i iznosi

i) 37,9 Bq/kg, u opsegu (25,7 – 48,7) Bq/kg, za ^{232}Th , ii) 35,9 Bq/kg, u opsegu (24,4 – 44,7) Bq/kg za ^{238}U , i iii) 515 Bq/kg, u opsegu (420 – 598) Bq/kg, za ^{40}K . Srednja vrednost koncentracije aktivnosti za teritoriju Vršачkih planina iznosi i) 42,2 Bq/kg, u opsegu (1,0 – 90,5) Bq/kg za ^{232}Th , ii) 27,6 Bq/kg u opsegu (27,59 – 72,04) Bq/kg za ^{238}U , i iii) 945 Bq/kg u opsegu (82 – 2996) Bq/kg, za ^{40}K . Jačina apsorbovane doze u vazduhu na visini 1m od tla za detektor od tkivno-ekvivalentnog materijala računata je numeričkim eksperimentom korišćenjem računarskog programa MCNPX. Srednja vrednost jačine apsorbovane doze za teritoriju Bele Crkve iznosi 53,6 nGy/h, sa opsegom od (43,0 – 66,2) nGy/h. Srednja vrednost jačine apsorbovane doze za celu teritoriju Vršачkih planina iznosi 68 nGy/h, sa opsegom od (20 – 143) nGy/h. Procenjeni rizici su su reda veličine 10^{-7} za inhalaciju i ingestiju radionuklida ^{232}Th i ^{238}U i reda veličine 10^{-4} za spoljašnje izlaganje gama-emiterima iz ^{238}U -niza, ^{232}Th -niza i ^{40}K . Metoda Monte Karlo se pokazala kao opravdana za izvođenje numeričkih eksperimenata procene zdravstvenih rizika i pripadajućih mernih nesigurnosti, pošto dobijene funkcije gustina raspodele verovatnoće rizika značajno odstupaju od Normalne raspodele, korišćeni matematički modeli su izrazito nelinearne funkcije a ocene rizika i merne nesigurnosti rizika su istog reda veličine.

Ključne reči: prirodni radionuklidi, zdravstveni rizik, merna nesigurnost, metoda Monte Karlo, gama-spektrometrija, dozimetrija, numerički eksperimenti, inhalacija, ingestija, Bela Crkva-Vršачke planine

Naučna oblast: prirodno-matematička

Uža naučna oblast: fizička hemija-radiohemija

UDK 544.58

MONTE CARLO METHOD IN HEALTH RISK ASSESSMENT FOR GENERAL PUBLIC RELATED TO EXPOSURE TO NATURAL RADIONUCLIDES FROM SOIL

Abstract

Health risk assessment related to low dose exposure to ionizing radiation is in the research focus in radiation protection. Lack of the knowledge about the mechanisms of cancerogenesis leads to introduction of great number of assumptions that are connected to proposed models, so assessed health risks have large uncertainty which is usually not explicitly stated. Development of the health risk assessment methods is very important because criteria for introducing dose limits are based on them.

The aim of the study is health risk assessment for general public related to internal and external exposure to natural radionuclides ^{238}U , ^{232}Th and ^{40}K from soils. Lifetime radiation cancer mortality risks were assessed for lifelong exposure to natural radionuclides via inhalation, ingestion and external radiation exposure pathways. Health risks were assessed using Monte Carlo techniques. Important steps included: radionuclides gamma spectrometric measurement, estimation of absorbed dose rate in tissue equivalent dosimeter in air 1 m above the ground level (for external exposure pathway), exposure parameters determination and results interpretation including measurement uncertainty estimation of assessed health risks. Health risk assessment for general public was performed for the territory Bela Crkva – Vršac Mountains. Territory under investigation is characteristic because of the intensive agricultural activity as well as increasing importance of tourism.

Gamma spectrometric measurement was performed for determination of the natural radionuclides activity concentration in soil. Average activity concentration for territory of Bela Crkva is *i*) 37,9 Bq/kg, range (25,7 – 48,7) Bq/kg, for ^{232}Th , *ii*) 35,9 Bq/kg, range (24,4 – 44,7) Bq/kg for ^{238}U , and *iii*) 515 Bq/kg, range (420 – 598) Bq/kg, for ^{40}K . Average activity concentration for territory of Vršačke planine is *i*) 42,2 Bq/kg,

range (1,0 – 90,5) Bq/kg for ^{232}Th , *ii*) 27,6 Bq/kg, range (27,59 – 72,04) Bq/kg for ^{238}U , and *iii*) 945 Bq/kg, range (82 – 2996) Bq/kg, for ^{40}K . Numerical simulations with software MCNPX were introduced for absorbed dose rate estimation in tissue-equivalent detector in air 1 m above the ground. Average absorbed dose rate to tissue-equivalent detector in air is 53,6 nGy/h, range (43,0 – 66,2) nGy/h for the territory of Bela Crkva and 68 nGy/h, range (20 – 143) nGy/h for the territory of Vršačke planine. Assessed lifetime cancer mortality risks for inhalation and direct ingestion of radionuclides ^{232}Th and ^{238}U have order of magnitude of 10^{-7} . For external exposure to radionuclides in ^{238}U series, ^{232}Th series and ^{40}K from soil, assessed cancer mortality risks have order of magnitude of 10^{-4} . Monte Carlo techniques brought more information and more sophisticated uncertainty analysis into health risk assessment compared to deterministic methods (point estimate) and standard procedures for quantifying uncertainty. The use of Monte Carlo method is justified because probability distribution of output quantity deviates from Gaussian, the model is expected to be significantly nonlinear, and uncertainty is in the range of the estimated value.

Key words: Natural radionuclides, health risk, measurement uncertainty, Monte Carlo method, gamma spectrometry, dosimetry, numerical experiment, inhalation, ingestion, Bela Crkva-Vršac Mountains

Scientific field: natural sciences

Scientific discipline: physical chemistry-radiochemistry

UDC 544.58

1 Uvod

Ljudi su stalno izloženi jonizujućem zračenju. Pored kontinuiranog izlaganja prirodnim izvorima jonizujućih zračenja, razvoj nuklearne industrije i intenziviranje primene jonizujućih zračenja doprinosi povećanju izlaganja prirodnim i veštačkim izvorima koji se nalaze u životnoj sredini. Ovakvo povećano izlaganje izvorima jonizujućih zračenja dovodi do velike potrebe za razvojem metoda za procenu doza i rizika, koje bi trebalo da omoguće predviđanje zdravstvenih efekata u odnosu na stepen izlaganja određenoj koncentraciji radionuklida prisutnih u životnoj sredini. Najčešće se procenjuje zdravstveni rizik od pojave stohastičkih efekata poput nastanka malignih tumora sa smrtnim ishodom.

Za razliku od zavisnosti zdravstvenih efekata od primljenih visokih doza koja je poznata i potvrđena, potencijalni efekti usled izlaganja malim dozama, poput izlaganja prirodnim radionuklidima u životnoj sredini, nisu poznati i predmet su velikog broja istraživanja. Zaštita od zračenja se bazira na linearnom modelu bez praga (*eng.* Linear-no-threshold, LNT). Ovaj model postulira da ne postoji prag doze koji nosi nulti rizik od razvijanja malignog tumora, već da svaka doza, koliko god da je mala, predstavlja zdravstveni rizik. Smatra se da epidemiološke studije omogućavaju direktnu procenu zdravstvenog rizika kod izloženog stanovništva. Ipak, ukoliko se radi o izlaganju niskim dozama, efekti mogu da budu maskirani velikim oscilacijama osnovne stope pojavljivanja kancera u određenoj populaciji. Rezultati ovih studija su uglavnom nezadovoljavajući, imajući u vidu veliku mernu nesigurnost kojom su praćeni dobijeni rezultati.

1.1 Cilj istraživanja

Cilj istraživanja je razvoj metoda za procenu rizika po zdravlje stanovništva usled spoljašnjeg i unutrašnjeg izlaganja prirodnim radionuklidima poput ^{238}U , ^{232}Th i ^{40}K iz zemljišta. Zdravstveni rizik se procenjuje metodom Monte Karlo na osnovu izmerenih koncentracija aktivnosti prirodnih radionuklida metodom gama-spektrometrije,

izračunatih apsorbovanih doza za detektor od tkivno-ekvivalentnog materijala u vazduhu (u slučaju spoljašnjeg izlaganja), definisanih parametara izlaganja i obradom dobijenih rezultata, uključujući i ocenu merne nesigurnosti utvrđenih rizika.

Predmet rada je procena zdravstvenog rizika koja je zasnovana na različitim matematičkim modelima zavisnosti rizika od primljenih doza, pri čemu se u osnovi nalaze numerički eksperimenti. Deterministička procena rizika podrazumeva procenu koja se zasniva na dobijanju jedne vrednosti za rizik za razliku od stohastičke metode, poput metode Monte Kalo, koja procenjen rizik iskazuje kao funkciju gustine raspodele verovatnoće. Pošto deterministička procena rizika uvodi dodatnu mernu nesigurnost ne uzimajući u obzir mernu nesigurnost i varijabilnost ulaznih veličina u modelu, metoda Monte Karlo se pokazala kao fizički pogodna jer omogućava da se rizik tretira kao slučajna veličina koja ima stohastičku prirodu, kojoj se pridružuju vrednosti ocene i merne nesigurnosti.

Eksperimentalni deo istraživanja sastoji se iz dva dela. Prvi se odnosi na merenja koncentracije aktivnosti prirodnih radionuklida iz uzoraka prikupljenih na teritoriji Bele Crkve i Vršackih planina. Drugi deo eksperimenata spada u grupu numeričkih eksperimenata: na osnovu dobijenih rezultata merenja, određuje se apsorbovana doza. Prednost numeričkog eksperimenta nad direktnim merenjima (pomoću dozimetara) u ovom slučaju sastoji se u tome što je na ovaj način moguće odrediti doze sa nižom mernom nesigurnošću ali i odrediti doprinos pojedinačnih radionuklida ukupnoj dozi što je moguće samo spektrometrima, a ne i dozimetrima. Monte Karlo tehnike nalaze se u osnovi programskog paketa koji se bavi transportom čestica kroz različite materijale, čime je omogućeno računanje fluksa kao i apsorbovanih doza u okviru date geometrije. Dozimetrija predstavlja neizostavan korak prilikom procene zdravstvenog rizika od izlaganja stanovništva radionuklidima iz životne sredine.

Teritorija Bela Crkva - Vršacke planine predstavlja ispitivano područje usled dominantne poljoprivredne aktivnosti stanovništva kao i rastućeg turističkog značaja koji je doveo do pokretanja inicijative da teritorija dobije status nacionalnog parka. U okviru kompletne karakterizacije datog područja, potrebno je ispitati i radioaktivnost zemljišta i distribuciju radionuklida. Takođe, veoma je bitna i geopatološka analiza

koja podrazumeva procenu radijacionog opterećenja stanovništva i procene odgovarajućih zdravstvenih rizika.

Dobijeni rezultati predstavljaju doprinos razvoju i primeni objektivnih metoda i postupaka ocene zdravstvenih rizika od izlaganja stanovništva jonizujućim zračenjima niskog intenziteta. Tokom istraživanja sistematski je razvijan koncept implementacije metrološkog aspekta pri proceni zdravstvenog rizika od izloženosti jonizujućim zračenjima iz prirodne sredine. Zdravstveni rizik je dosledno tretiran kao merna veličina koju karakteriše, pored same ocene veličine, i merna nesigurnost te ocene. Imajući u vidu multidisciplinarnost i složenost postupka procene rizika – uzimanje reprezentativnih uzoraka, merenja na uzorcima, biološki efekti zračenja, određivanje parametara izlaganja, simulacije relevantnih procesa numeričkim eksperimentima, izračunavanje rizika – neophodno je da se svakoj mernoj veličini koja se pojavljuje u lancu izračunavanja, svakom uticajnom faktoru ili podatku preuzetom iz drugih istraživanja, na transparentan i pouzdan način dodeli sopstvena merna nesigurnost. Izbor i metrološki opis relevantnih faktora (njihove numeričke karakteristike, raspodele verovatnoća itd.) nije jednoznačan i rutinski, pri čemu je pokazano da to može dramatično da utiče na dobijene rezultate.

Oceni merne nesigurnosti izračunatih rizika posvećena je velika pažnja. Tek uzimanjem u obzir i pridruženih mernih nesigurnosti, poređenja dobijenih rezultata sa rezultatima sličnih istraživanja dobijaju na pouzdanosti i kvalitetu. Osim metodom Monte Karlo, merne nesigurnosti izračunatih rizika analizirane su i drugim metodama (GUM). Na osnovu poznavanja procesa i sagledavajući specifičnosti primenjenih matematičkih modela, analizirane su prednosti i nedostaci pojedinih pristupa. Svakoju oceni merne nesigurnosti dobijenoj metodom Monte Karlo pridružena je ocena nesigurnosti dobijena na neki drugi način. Tek oba ova pristupa daju potpunu sliku o dobijenim rezultatima i procesima koji su predmet istraživanja.

Naučna zasnovanost i interdisciplinarni pristup proceni zdravstvenih rizika, uključujući i njihove nesigurnosti, vode ka povećanoj sposobnosti donošenja ispravnih odluka u pogledu zaštite stanovništva. Predstavljen postupak ocene zdravstvenih rizika omogućava definisanje rizičnih područja sa aspekta zaštite stanovništva olakšavajući

time ekonomična i efikasna preventivna delovanja kao i unapređenje i očuvanje zdravlja stanovništva.

Rezultati kvantitativne procene zdravstvenih rizika, kao sastavni deo upravljanja rizikom, daju doprinos programima osiguranja kvalitata u zaštiti od jonizujućih zračenja. Rezultati istraživanja u okviru ove disertacije mogu da doprinesu zakonskom uređivanju zaštite stanovništva i profesionalno izloženih lica od dejstva jonizujućih zračenja. Postavljanje bilo kojih numeričkih vrednosti u propisima, kao granica ispod kojih ili iznad kojih treba sprovesti određene mere, mora da prati svest o nesigurnosti rezultata koji treba da se porede sa tim numeričkim vrednostima. Samo postavljanje granica, bez osvrta na nesigurnosti merenja definisanih tehnologijom merenja i raspoloživom mernom opremom, dovodi do nedosledne primene propisa i dvosmislenih zaključaka. Samim tim, donesene odluke mogu da dovedu do nesagledivih posledica.

Procena apsorbovanih doza numeričkim eksperimentom predstavlja doprinos u metrologiji jonizujućih zračenja usled velikih mogućnosti izbora materijala i geometrija u okviru kojih se vrši simulacija, omogućavajući time značajnu primenu u projektovanju mera zaštite od jonizujućih zračenja.

Rezultati izmerenih aktivnosti u uzorcima zemljišta mogu da se koriste za izradu geoloških i geopatoloških karata prirodne radioaktivnosti. Takođe, mogu da pruže osnovu za izradu katastra mineralnih sirovina i materijala koji se koriste u građevinarstvu.

2 Pregled literature

2.1 Radionuklidi u životnoj sredini

Životna sredina koja nas okružuje sadrži radionuklide prirodnog i veštačkog porekla u malim količinama. Pored prirodnih radioaktivnih materijala (NORM, *eng.* Naturally Occurring Radioactive Materials), materijali sa tehnološki povišenim koncentracijama prirodnih radionuklida i veštački radionuklidi su prisutni u ekosistemu. Radionuklidi u zemljištu, vazduhu, vodi i stenama mogu da migriraju u biosferu akumulirajući se time u lancu ishrane. Da bi se procenili zdravstveni rizici usled izlaganja stanovništva radionuklidima iz životne sredine, potrebno je poznavati njihove fizičke i hemijske karakteristike, interakcije sa sredinom i puteve migracije [1].

U prirodne radionuklide ubrajaju se oni koji su prisutni u okviru radioaktivnih nizova (nizovi ^{238}U , ^{235}U i ^{232}Th), srednje teški radionuklidi (^{40}K), kao i kosmogeni radionuklidi. Prirodni radionuklidi prisutni u zemljištu pripadaju prvim dvema grupama [2]. Takođe, prirodni i veštački radionuklidi mogu da dospeju u zemljište vlažnom i suvom depozicijom iz atmosfere. Posebni značaj u radioekologiji imaju radionuklidi ^{238}U , ^{232}Th i ^{40}K . Radionuklid ^{232}Th predstavlja dugoživeći radionuklid sa vremenom poluraspada od $1,405 \times 10^{10}$ godina za koji je karakterističan α -tip raspada sa energijom od 4,083 MeV. Krajnji potomak u nizu roditelja ^{232}Th je stabilni izotop ^{208}Pb . Radionuklid ^{238}U ima vreme poluraspada od $4,469 \times 10^9$ godina, takođe je α -emiter sa energijom od 4,270 MeV. Krajnji proizvod u nizu roditelja ^{238}U je stabilni izotop ^{206}Pb . Radionuklidi ^{238}U i ^{232}Th emituju i γ -fotone niskih energija sa malom verovatnoćom emisije (59 keV sa verovatnoćom emisije 0,19 % i 126 keV sa verovatnoćom emisije 0,43 % za ^{232}Th , 49,55 keV sa verovatnoćom emisije 0,064 % za ^{238}U). Imajući u vidu dugo vreme poluraspada ovih radionuklida kao i činjenicu da su emiteri alfa-čestica, postoji određeni zdravstveni rizik od razvijanja malignih bolesti nakon unosa u organizam putem inhalacije i ingestije. Radionuklid ^{40}K ima vreme poluraspada od $1,277 \times 10^9$ godina. Za ^{40}K je karakterističan β^- -raspad (89,28 %, 1,311 MeV) do ^{40}Ca , kao i elektronski zahvat (10,27 %, 1,505 MeV) do ^{40}Ar . Pošto je ^{40}K β -emiter i γ -emiter, izlaganje ovom izotopu predstavlja određeni zdravstveni rizik pri spoljašnjem i unutrašnjem izlaganju.

Prirodni radionuklidi mogu da se nađu u atmosferi nakon emanacije gasova iz zemljišta i građevinskog materijala, resuspenzijom čestica zemljišta u atmosferi ili samim nastankom u atmosferi poput kosmogena radionuklida. Količina terestrijalnih radionuklida prisutnih u vazduhu će zavisiti od vrste zemljišta, intenziteta vetra kao i vlažnosti. Značajna količina radionuklida može da dospe u atmosferu putem pepela koji nastaje sagorevanjem uglja [2]. Voda je takođe veoma značajan medijum za transport radionuklida između različitih delova troposfere: zemljišta, sedimenata, stena, živog sveta, čak i vazduha. Radionuklidi u površinskim vodama mogu da budu poreklom iz podzemnih izvora, iz atmosfere (depozicija) ili iz zemljišta (spiranje) pri čemu se najčešće analiziraju sedimenti sa dna i obala. Podzemni rezervoari pijaće vode su od posebnog značaja za analizu usled direktnog uticaja na stanovništvo [1].

Značajna količina prirodnih i veštačkih radionuklida se našla u životnoj sredini usled ispuštanja iz nuklearnih instalacija, akcidentnih ispuštanja, ranijih atmosferskih proba atomskih bombi koje su zabranjene (pri čemu je još uvek ostalo ^{137}Cs), poljoprivredne aktivnosti, hemijske industrije, medicinskog otpada. Radionuklidi prisutni u životnoj sredini (zemljištu, vodi i vazduhu) dovode do izlaganja stanovništva jonizujućem zračenju pri čemu izlaganje može biti [2]:

- Spoljašnje
 - Poreklom od radionuklida iz oblaka koji prolazi;
 - Poreklom od radionuklida iz vazduha ili kontaktom sa kontaminiranom tečnošću (imerzija);
 - Poreklom od radionuklida iz zemljišta (primordijalnih i deponovanih iz atmosfere).
- Unutrašnje
 - Inhalacija (akcidentalna inhalacija resuspendovanih čestica prašine u vazduhu, aerosola koje obrazuju radionuklidi ispušteni u vazduh);
 - Ingestija (akcidentalna ingestija čestica prašine, kroz lanac ishrane, putem pijaće vode).

U cilju zaštite populacija koje su izložene jonizujućem zračenju poreklom od prirodnih i antropogenih radionuklida, potrebno je meriti aktivnosti kao i pratiti i kontrolisati migraciju radionuklida u prirodi. Takođe, redovno praćenje koncentracije aktivnosti

prirodnih radionuklida u uzorcima iz životne sredine je veoma značajno sa stanovišta kontrole izloženosti stanovništva zračenju u nativnom obliku pošto su uzrok godišnjeg izlaganja zračenju stanovništva od približno 2,5 mSv [3]. Različite grane industrijske aktivnosti kao rezultat daju tehnološki povišene nivoe prirodne radioaktivnosti (*eng.* Technologically - enhanced, naturally-occurring radioactive materials, TENORM). U cilju zaštite stanovništva, bitno je kontrolisati nivoe zračenja usled prisustva TENORM materijala. Tu se uglavnom ubraja povećanje sadržaja uranijuma u zemljištu zbog primene veštačkih fosfornih đubriva, eksploatacija uglja i njegovo sagorevanja u termoelektranama, povećanje sadržaja radionuklida u rudnicima sa velikim površinskim kopovima, povećanje koncentracije radona u zatvorenim prostorijama. Merenja koncentracije aktivnosti prirodnih radionuklida u uzorcima iz životne sredine različitog porekla omogućavaju praćenje i proučavanje transporta prirodnih radionuklida, karakterizaciju tipova minerala u geologiji, eksploataciju ležišta ruda uranijuma i torijuma [4]. Ukoliko je prirodna okolina nenarušena, zračenje radioaktivnih izvora se uzima za nulti nivo. Vrlo je bitno poznavati nulti nivo prirodne radioaktivnosti za različite regione jer se na osnovu toga procenjuju moguće promene usled tehnoloških procesa. Analize poljoprivrednog zemljišta su od posebnog značaja imajući u vidu migraciju radionuklida iz zemljišta u biljke, čime ulaze u lanac ishrane. Takođe, ovakve analize su bitne prilikom eksploatacije građevinskog materijala sa određenog podneblja, kao i za prostorno planiranje. U Srbiji, zakonsku obavezu i primenu ima Pravilnik o monitoringu radioaktivnosti koji uređuje način i uslove sistematskog ispitivanja radioaktivnosti u životnoj sredini i u životnoj sredini u okolini nuklearnog objekta. Pravilnik propisuje tipove uzoraka koji se uzimaju iz životne sredine, vrste radionuklida koji se prate kao i predviđene analize u okviru programa zaštite životne sredine. U tabeli 1 su nabrojane vrste uzoraka sakupljenih iz životne sredine u okviru kojih se prate koncentracije aktivnosti prirodnih i veštačkih radionuklida [5].

Tabela 1. Vrste sakupljenih uzoraka iz životne sredine za koje je potrebno pratiti prisustvo određenih radionuklida [5].

| Uzorci koji se prate | Učestalost uzorkovanja | Učestalost ispitivanja (gama-spektrometrijsko određivanje sadržaja radionuklida) |
|-----------------------------|-------------------------------|---|
| Vazduh, depozicija | | |
| Vazduh | Kontinuirano | Mesečno |
| Čvrste i tečne padavine | Kontinuirano | Mesečno |
| Zemljište | Jednom godišnje | Jednom godišnje |
| Hrana | | |
| Lisnato povrće | Dva puta godišnje | Dva puta godišnje |
| Drugo povrće i voće | Dva puta godišnje | Dva puta godišnje |
| Žitarice | Dva puta godišnje | Dva puta godišnje |
| Mleko | Svakodnevno po 300 ml | Mesečno |
| Mlečni proizvodi | Dva puta godišnje | Dva puta godišnje |
| Meso | Dva puta godišnje | Dva puta godišnje |
| Pijaća voda | Svakodnevno po 300 ml | Mesečno |
| Voda | | |
| Površinske vode | Mesečno | Mesečno |
| Sedimenti | Dva puta godišnje | Dva puta godišnje |

U okviru ovog pravilnika je naglašeno da se merenje sadržaja radionuklida u bioindikatorima vrši ukoliko je sadržaj radionuklida u životnoj sredini suviše nizak da bi se merio u običnim uzorcima. Prema programu monitorniga izvora zračenja u životnoj sredini Međunarodne agencije za atomsku energiju, potrebno je sakupljati i ispitivati uzorke trava, lišajeva, mahovina i gljiva jednom godišnje [3].

2.2 Radionuklidi ^{238}U , ^{232}Th i ^{40}K u zemljištu

Ponašanje radionuklida u zemljištu i mobilnost zavisi od hemijskih osobina samih radionuklida kao i od vrste zemljišta. Osobine zemljišta koje je potrebno znati da bi se opisala mobilnost radionuklida podrazumevaju: mineralni sastav matičnih stena, sadržaj organskog materijala (humusa kao i prisustvo mikroorganizama i helatnih kompleksa), klimatske uslove (vlažnost, temperatura), pH vrednosti, neorganski sastav, prisustvo minerala glina i različitih oksida [6]. Frakcije gline pokazuju najveću, dok frakcije peska pokazuju najmanju radioaktivnost.

Stene koje ulaze u sastav Zemljine kore karakteriše određena koncentracija prirodnih radionuklida. U slučaju torijuma, tipična koncentracija u kori iznosi 9,6 mg/kg [7]. Torijum se lako adsorbuje na organskim supstratima u zemljištu dok mikroorganizmi imaju sposobnost akumulacije. Vrlo slaba rastvorljivost i veliki afinitet ka adsorpciji na glinama, dovode do toga da je vrlo ograničena mobilnost u zemljištu. Torijum predstavlja radionuklid koji je srednje dostupan za adsorpciju iz zemljišta od strane biljaka, čime ulazi u lanac ishrane. Dostupnost torijuma biljkama zavisi od frakcije koja je rastvorena u vodenoj fazi zemljišta. Katjoni torijuma prethodno adsorbovani na glinama ili organskim kompleksima lakše prelaze u vodenu fazu zemljišta, što ih čini dostupnijim biljkama, u odnosu na one katjone koji formiraju neorganske komplekse koji su slabo rastvorljivi [6].

Koncentracija uranijuma u zemljištu nalazi se u opsegu od (2 – 4) mg/kg, pri čemu inertni oblik čini 97 % od ukupnog uranijuma. Inertni oblik ne migrira kroz životnu sredinu, za razliku od mobilnog oblika koji ima znatno veći biološki značaj usled mogućnosti prelaska iz zemljišta u biljke [8]. Suva polupustinjska zemljišta, kestenjasta i černoze, karakterišu najveće specifične aktivnosti ^{232}Th , ^{238}U i ^{40}K (tabela 2). Sadržaj radionuklida može da se povećava u zemljištu prirodnim putem usled različitih geoloških-geohemijskih procesa tako da su određeni regioni praćeni povećanom prirodnom radioaktivnošću zemljišta [2].

Tabela 2. Tipovi zemljišta gde se beleže više koncentracije prirodnih radionuklida [2, 8, 9].

| Tipovi zemljišta | Koncentracija aktivnosti (Bq/kg) | | |
|------------------------------------|----------------------------------|-------------------|------------------|
| | ^{40}K | ^{232}Th | ^{238}U |
| Suva polupustinjska | 810 | 60 | 38 |
| Kestenjasta | 700 | 45 | 32 |
| Černozemi | 500 | 44 | 26 |
| Srednja vrednost na svetskom nivou | 420 | 45 | 36 |

Koncentracije aktivnosti prirodnih radionuklida u zemljištu zavise od vrste stena koje su učestvovala u njenom stvaranju. Iako koncentracije uranijuma, torijuma i kalijuma mogu da variraju između uzoraka prikupljenih na različitim teritorijama usled različitih geoloških procesa, literaturni podaci ukazuju na postojanje korelacije između koncentracija datih elemenata u uzorcima zemljišta prikupljenih u istim oblastima [10]. To znači da bi odnosi koncentracija Th/U, K/Th i K/U trebalo da budu konstantni za dati uzorak. Moguća odstupanja od specifičnih odnosa koncentracija uranijuma, torijuma i kalijuma mogu da ukažu da postoji relativno obogaćenje ili osiromašenje u određenom radionuklidu. Ovakve promene mogu da budu uzrokovane povećanom rastvorljivošću nekog radionuklida, što uslovljava veću mobilnost, sekundarnom mineralizacijom ili mogu da ukažu na povećanu industrijsku aktivnost. Ukoliko se posmatra rastvorljivost uranijuma i torijuma, uranijum za razliku od torijuma formira jon UO_2^{2+} koji je rastvorljiv u vodi, što mu omogućava veliku mobilnost pa samim tim i moguće koncentrovanje na određenim mestima. Torijum je prilično nerastvorljiv u vodi i uglavnom se adsorbuje na čestične frakcije u vodi ili na sedimente. Tipičan odnos masenih koncentracija Th/U za Zemljinu koru nalazi se u opsegu 3,7 – 4 [11]. Radionuklidi poput torijuma i uranijuma se u vidu aerosola nalaze u vazduhu, bilo da su direktno ispušteni u vazduh ili da su resuspendovani sa tla.

2.3 Merenja koncentracije aktivnosti radionuklida u uzorcima iz životne sredine u Vojvodini

Na teritoriji Vojvodine vršena su intenzivna merenja aktivnosti radionuklida iz zemljišta. Radioaktivnost zemljišta Vojvodine merena je metodom gamaspektrometrije [12]. U okviru studije koju su izveli Bikit i sadarnici, prikazane su koncentracije aktivnosti radionuklida ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K , ^{226}Ra i ^{137}Cs za 50 lokacija. Srednja vrednosti koncentracije aktivnosti radionuklida ^{232}Th iznosi (53 ± 8) Bq/kg, (51 ± 9) Bq/kg za ^{238}U i (554 ± 92) Bq/kg za ^{40}K [12]. Izmerena koncentracija aktivnosti prirodnih radionuklida je u okviru očekivanih vrednosti. Radionuklid ^{137}Cs identifikovan je u svim uzorcima. Nakon 1986. godine ^{137}Cs u zemljištu Vojvodine uglavnom vodi poreklo od nuklearnog akcidenta u Černobilju. Koncentracije aktivnosti ^{137}Cs nalaze se u opsegu od $(1,1\pm 0,3)$ Bq/kg u Horgošu do (55 ± 3) Bq/kg u Bavaništu [12].

Takođe, na teritoriji Vojvodine vršena su merenja aktivnosti radionuklida u rečnim sedimentima [10, 13, 14, 15]. Merenja su vršena spektrometrom sa HPGe detektorom. Predstavljene su srednje vrednosti koncentracije aktivnosti radionuklida za 54 uzorka sedimenata Dunava prikupljenih sa 18 lokacija u toku 2002. godine [13]. Srednja vrednost koncentracije aktivnosti za ^{232}Th iznosi $(30,9\pm 1,3)$ Bq/kg, $(37,2\pm 1,9)$ Bq/kg za ^{238}U i (412 ± 12) Bq/kg za ^{40}K [13]. Poređenjem izmerenih aktivnosti radionuklida ^{238}U i ^{226}Ra u datoj studiji sa rezultatima merenja iz 1990. godine, zaključeno je da nema indikacija da postoji kontaminacija reke usled primene fosfornih đubriva, iako postojanje lokalnih mesta kontaminacije nisu isključena zbog malog broja ispitivanih lokacija [13]. Ispitivana je i korelacija između izmerenih aktivnosti radionuklida u rečnim sedimentima Dunava, sedimentima kanala za navodnjavanje kao i u obližnjem zemljištu [15]. Prikupljeno je 50 uzoraka zemljišta sa površine od 21,506 km² u Vojvodini, 54 uzoraka sedimenata sa 18 lokacija duž 314 km toka Dunava i 20 uzoraka sedimenata kanala za navodnjavanje. Prikazane srednje vrednosti koncentracije aktivnosti za sedimente Dunava, kanala za navodnjavanje i zemljišta su (42 ± 12) Bq/kg, (45 ± 21) Bq/kg, (52 ± 9) Bq/kg za ^{238}U , $(36,0\pm 9,5)$ Bq/kg, $(25,8\pm 6,5)$ Bq/kg, $(53,7\pm 8,6)$ Bq/kg za ^{232}Th , $(32,4\pm 8,4)$ Bq/kg, $(25,3\pm 3,3)$ Bq/kg, $(39,6\pm 7,6)$ Bq/kg za ^{226}Ra i (445 ± 88) Bq/kg, (422 ± 95) Bq/kg, (553 ± 92) Bq/kg za ^{40}K . Uočena je dobra korelacija između radionuklida ^{232}Th , ^{226}Ra i ^{40}K , kao i između ^{238}U sa drugim

prirodnim radionuklidima u sedimentima Dunava. Pokazana je slaba korelacija između ^{238}U i drugih prirodnih radionuklida u sedimentima kanala za navodnjavanje što se objašnjava kontaminacijom usled industrijske aktivnosti i intenzivnim đubrenjem okolnog zemljišta [15].

2.4 Interakcija jonizujućeg zračenja sa DNK molekulima i rizik od razvijanja malignih tumora

Usled izlaganja ćelije jonizujućem zračenju dolazi do fizičkih interakcija između zračenja i atoma i molekula date ćelije pri čemu biološko oštećenje ćelije može da se javi u kasnijim fazama. Pod kritičnom metom se podrazumevaju oni molekuli čiji je integritet ključan za preživljavanje ćelije, odnosno njihova oštećenja mogu dovesti do bioloških efekata poput ćelijske smrti. Biološki efekti nastaju uglavnom usled oštećenja DNK molekula kao kritične mete unutar ćelije, mada i oštećenja drugih struktura u ćeliji mogu da dovedu do ćelijske smrti. Kada se energija direktno jonizujućeg zračenja apsorbuje u ćeliji, oštećenja mogu da nastanu putem direktnog i indirektnog dejstva [16].

Direktna dejstva podrazumevaju da zračenje interaguje direktno sa kritičnom metom u ćeliji. Atomi mete mogu da budu jonizovani ili ekscitovani putem Kulonovih interakcija, pri čemu dolazi do fizičkih i hemijskih dejstava (interakcija) koji mogu da indukuju biološko oštećenje. Direktno dejstvo je dominantan proces ukoliko čestice sa visokim linearnim prenosom energije (LET, *eng.* Linear energy transfer) interaguju sa biološkim materijalom [16]. Zračenje može da deluje i indirektno u ćeliji tako što interaguje sa drugim molekulima i atomima, pri čemu nastaju slobodni radikali koji difunduju po ćeliji, snažno interaguju sa molekulima na koje nailaze i mogu da izazovu oštećenja kritičnih meta. Najveći deo energije zračenja u ćeliji deponuje se u vodi (ćelija sadrži 70 % - 80 % vode). Slobodni radikali raskidaju hemijske veze i indukuju hemijske promene molekula mete koje mogu da dovedu do bioloških oštećenja. Oko dve trećine svih bioloških oštećenja indukovanih izlaganjem zračenju niske LET vrednosti, potiču od indirektnog dejstva.

Energija jonizujućih zračenja se deponuje putem ekscitacija i jonizacija. Usled interakcije jonizujućeg zračenja sa molekulima DNK, najčešće dolazi do hemijskih

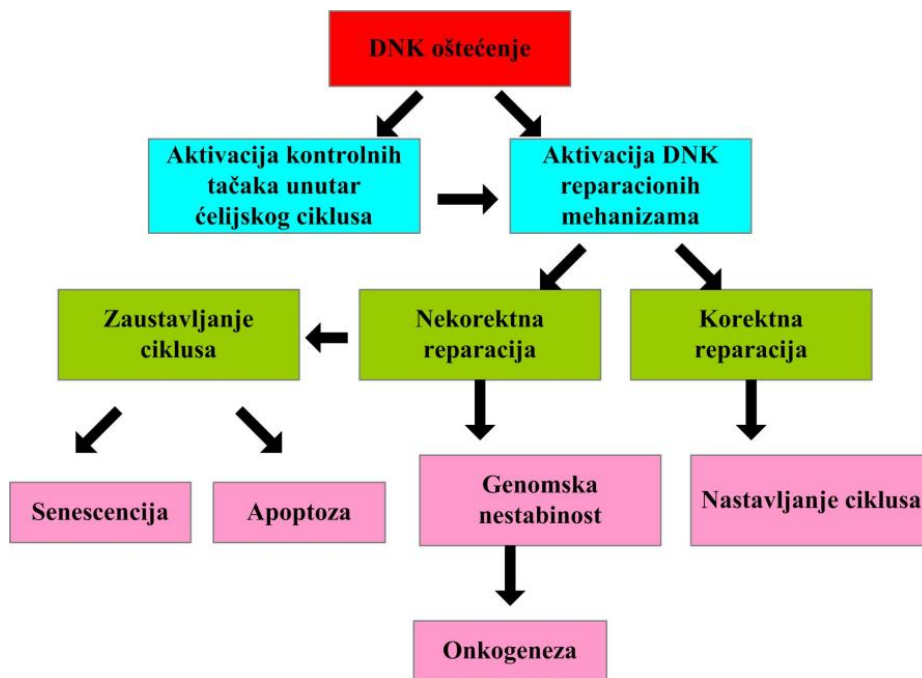
promena azotnih baza i šećernih ostataka, kao i do jednolančanih prekida DNK. Pokazano je da je 60 % – 70 % DNK oštećenja uzrokovano interakcijom sa hidroksilnim radikalima nastalim radiolizom vode. Čelija ima razvijen veoma efikasan bazni eksciziono - reparacioni mehanizam uz pomoć kojeg se ispravljaju oštećenja molekula DNK produkovana interakcijom sa slobodnim radikalima, tako da ne doprinose značajno mutagenim i letalnim efektima jonizujućih zračenja [17, 18]. Energija potrebna da bi se formirao jonski par kod vode je oko 20 eV. U zavisnosti od energije jonizujućeg zračenja, postoji verovatnoća da će se više radikala naći na rastojanju reda veličine nekoliko nanometara, što dovodi do nastajanja klastera oštećenja u okviru veoma malih zapremina. Ovakve lezije mogu da budu dvolančani prekidi ili više jednolančanih prekida DNK. Verovatnoća nastajanja klusterskih oštećenja raste sa LET vrednošću vrste jonizujućeg zračenja kao i sa apsorbovanom dozom [17]. Ovakva višestruka oštećenja često ne mogu da budu ispravljena, odnosno njihova reparacija unosi greške u molekul DNK, što može da vodi ka smrti ćelije ili do ozbiljnijih promena u genetičkom materijalu poput hromozomskih aberacija i delecija.

U ćeliji postoji veliki broj enzima koji učestvuju u okviru DNK reparacionih mehanizama. Do sada je klonirano i sekvencionirano oko 130 gena koji imaju veze sa procesima reparacije. Na osnovu ovih gena sintetišu se proteini koji mogu da budu povezani sa signalnim putevima i regulacijom reparacije ili da budu direktno vezani za sam proces reparacije. Ipak, pokazano je da nisu svi mehanizmi aktivni ukoliko se radi o reparaciji oštećenja nastalih dejstvom jonizujućeg zračenja. Za otklanjanje radijacionih oštećenja DNK molekula, aktivan je mehanizam bazne ekscizione reparacije koji otklanja lezije tipa oštećenih baza, AP mesta kao i jednolančane prekide DNK. Mehanizmi homologne rekombinacije i nehomolognog spajanja krajeva su zaduženi za otklanjanje dvolančanih prekida DNK, izbor puta će zavisiti od faze ćelijskog ciklusa [17, 18, 19, 20, 21, 22].

Nakon ozračivanja ćelije mogući su različiti ishodi, od toga da se ne zapažaju efekti, preko odlaganja deobe i aktivacije reparacionih mehanizama DNK, do apoptoze (slika 1). Ukoliko se proces reparacije završi sa neuspešnim ishodom, kao što je to najčešće slučaj sa višestrukim oštećenjima DNK molekula, moguće je da će doći do fiksacije mutacija ili do stvaranja hromozomskih rearanžmana čije nakupljanje povećava rizik od razvijanja kancera [23].

Radiosenzitivnost ćelija se razlikuje u zavisnosti od toga da li je ćelija diferencirana ili poseduje sposobnost deobe. Diferencirane ćelije imaju znatno manju radiosenzitivnost u odnosu na matične ćelije. Ukoliko se ćelija deli, radiosenzitivnost takođe zavisi od faze ćelijskog ciklusa; najveća je za vreme M i G2 faze dok je najmanja za vreme kasne S faze [16].

Nakon indukovanja DNK oštećenja dolazi do aktivacije kontrolnih tačaka unutar ciklusa ćelijske deobe (slika 1). Usled aktivacije kontrolnih tačaka dolazi do privremenog zaustavljanja ciklusa pri čemu se aktiviraju reparacioni mehanizmi koji data oštećenja treba da isprave. Nakon uspešno obavljene reparacije molekula DNK, ciklus se nastavlja. Ukoliko reparacija nije uspeła, ćelija trajno gubi sposobnost deobe (ulazi u fazu senescencije), dolazi do fiksacije mutacija i nakupljanja hromozomskih rearanžmana ili dolazi do apoptoze.



Slika 1. Prikaz mogućih ćelijskih odgovora kao reakcija na pojavu DNK oštećenja. Kod proliferativnih ćelija se aktiviraju kontrolne tačke unutar ciklusa što dovodi do privremenog zaustavljanja ćelijskog ciklusa, čime se obezbeđuje vreme da se aktiviraju reparacioni mehanizmi. Kod terminalno diferenciranih ćelija reparacioni mehanizmi se direktno aktiviraju nakon DNK oštećenja [24].

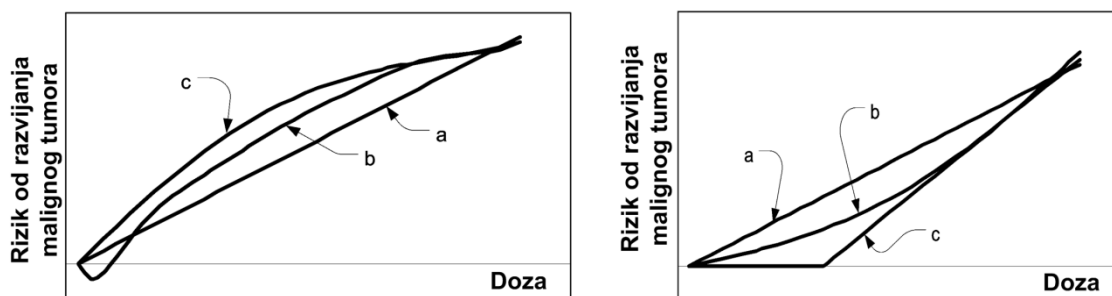
Ćelije kancera su izgubile mogućnost kontrole ćelijskog ciklusa tako da se nalaze u stalnoj deobi. Tretmani frakcionisane radioterapije oslanjaju se između ostalog na činjenicu da su reparacioni mehanizmi kod ćelija kancera znatno manje efikasni nego kod normalnih ćelija. Normalno tkivo u periodu između frakcionisanih tretmana može da aktivira reparacione mehanizme i ispravi subletalna oštećenja izazvana zračenjem dok kod ćelija kancera to nije moguće, što dovodi do nakupljanja oštećenja uzrokujući smrt [24].

Nakon izlaganja zračenju poreklom od prirodne radioaktivnosti iz životne sredine, ne očekuje se razvijanje determinističkih zdravstvenih efekata. Deterministički efekti predstavljaju akutne sindrome koji se ispoljavaju veoma brzo nakon izlaganja zračenju i za koje se sa sigurnošću zna da će se razviti ukoliko se prekorači karakteristični prag doze. Ipak, izlaganje niskim dozama, kakav je slučaj sa prirodnom radioaktivnošću iz životne sredine, povezuje se sa mogućnošću pojave stohastičkih efekata poput razvoja maligniteta [25, 26, 27, 28, 29]. Stohastičke efekte karakteriše dugačak latentni period i nepostojanje praga doze koji je potreban da bi se efekat ispoljio, odnosno rizik postoji u okviru čitavog opsega doza. Jedna od veličina koja se koristi za opisivanje stohastičkih efekata u zaštiti od zračenja je verovatnoća razvijanja fatalnog kancera usled izlaganja zračenju [16].

Rizik od razvijanja malignih tumora usled izlaganja zračenju sadržan je u okviru efektivne doze kao fizičke veličine. Efektivna doza je proporcionalna radijacionom oštećenju usled razvijanja stohastičkih efekata uključujući kancerogenezu, skraćanje života i nasledne promene [30, 31]. Iako se ograničenja izlaganja zračenju izražavaju preko vrednosti za efektivnu dozu, u literaturi se često dovodi u pitanje izražavanje rizika putem ove veličine, usled velikog broja pretpostavki koje su uvedene prilikom njenog definisanja [30]. Jedino su epidemiološke studije u mogućnosti da direktno mere zdravstveni rizik od oboljevanja i smrti od malignih tumora usled izlaganja jonizujućim zračenjima [32, 33]. U literaturi se mogu naći koeficijenti za proračun mortaliteta i morbiditeta po jedinici apsorbovane doze ili po jedinici unete specifične aktivnosti za dati radionuklid [34]. Zdravstveni rizik dobijen na ovaj način predstavlja rizik po stanovniku hipotetičke stacionarne populacije, pri čemu je usrednjen u odnosu na distribuciju godišta i polova. Koeficijenti se primenjuju za populaciju koja je ceo život

izložena konstantnoj koncentraciji radionuklida u životnoj sredini ili za populaciju koja je akutno izložena u okviru određenog vremenskog perioda [34].

Stanovništvo prima niske doze usled kontinuirane izloženosti prirodnim radionuklidima koji se nalaze u životnoj sredini. Sa stanovišta zaštite od zračenja, postoji velika potreba za preciznom procenom rizika od oboljevanja od malignih tumora usled izlaganja niskim dozama. Pokazano je da epidemiološke studije daju pouzdane rezultate procenjenih rizika za doze koje nisu manje od 100 mGy. Zavisnost rizika od apsorbovanih doza za intervale do 100 mGy dobijaju se ekstrapolacijom podataka koji su dostupni za izlaganja visokim dozama, čime se unosi dodatna nesigurnost. Takođe, prilikom ekstrapolacije, pretpostavlja se da ne postoji prag doze već da je svaka apsorbovana doza iznad nulte povezana sa određenim rizikom [35] pri čemu je ta zavisnost linearna. Ovakva ekstrapolacija rezultata do nulte doze dovodi do potencijalnog preuveličavanja ili umanjnja realnog rizika pošto se ne uzimaju u obzir mehanizmi koji se aktiviraju u ćelijama nakon ozračivanja (reparacija molekula DNK, adaptivni odgovori, efekat „posmatrača“), a koji potencijalno menjaju oblik krive zavisnosti u regionu niskih doza [36, 37]. Na slici 2, predstavljene su moguće krive zavisnosti efekta od primljenih doza koje odstupaju od linearne zavisnosti.



Slika 2. Moguće krive zavisnosti zdravstvenog rizika od primljenih niskih doza.

2.1 a- linearna zavisnost, b- sigmoidalna zavisnost, c- logaritamska zavisnost

2.2 a-linearna zavisnost, b- linearno kvadratna zavisnost, c- linearna zavisnost sa pragom [38].

Cilj različitih epidemioloških studija je bio da se odredi da li doze koje su primljene usled kontinuirane izloženosti prirodnim radionuklidima iz životne sredine povećavaju rizik od razvijanja malignih tumora. Problem sa rezultatima ovakvih studija je velika

nesigurnost i nemogućnost da se detektuju veoma mala povećanja rizika usled visokih prirodnih stopa incidencije u populaciji [29].

Posebni napori se ulažu da bi se rasvetlili mehanizmi nastajanja malignih tumora nakon izlaganja jonizujućem zračenju u svrhu definisanja zavisnosti rizika od primljenih niskih doza jonizujućeg zračenja. Da bi se kroz epidemiološko istraživanje utvrdilo povećanje incidencije malignih tumora u određenoj populaciji usled izlaganja dozama manjim od 100 mGy, populacije koje se prate bi trebalo da imaju niske stope incidencije malignih tumora kao i veliku osetljivost na dati kancerogen [39]. *In vitro* i *in vivo* ispitivanja daju značajne rezultate koji se koriste prilikom ekstrapolacije rezultata dobijenih rizika za niske doze [40]. Identifikovani su različiti mehanizmi koji se javljaju prilikom izlaganja niskim dozama poput adaptivnog odgovora, efekta „posmatrača“ i genomske nestabilnosti a koji dovode do odstupanja od linearne zavisnosti rizika od doza. Ipak, trenutne preporuke relevantnih tela koja se bave zaštitom od zračenja, odnose se na upotrebu linearne zavisnosti bez praga doze (LNT model) usled nedostatka znanja vezanih za druge moguće efekte [36, 39, 40, 41]. Biohemijski pristup izučavanju efekata nakon interakcije jonizujućeg zračenja sa tkivima pokazao je da se signalni putevi u ćeliji razlikuju u zavisnosti od primljenih doza pri čemu se reparacioni mehanizmi DNK molekula aktiviraju tek pri višim dozama. Istraživanja radijacionih efekata sve češće obuhvataju, pored DNK molekula, i post-translacionu modifikaciju, nove signalne molekule, epigenetsku regulaciju genske ekspresije i mitohondrijalnu aktivnost. Dok istraživanja radijacionih efekata na ćelijskim kulturama omogućavaju rasvetljavanje ranih faza prilikom razvijanja malignih tumora, istraživanja na životinjama omogućavaju proučavanje efekata u nenarušenoj mikrosredini kao i razvijanje kasnijih faza tumora [39].

Još jedan problem prilikom procene zdravstvenog rizika je i ekstrapolacija rezultata sa ispitivane populacije na druge populacije zbog nehomogenosti između datih populacija i individualne senzitivnosti. Različite populacije će karakterisati drugačije stope incidencije tumora usled genetičkih razlika, razlika u starosnoj i polnoj strukturi, različitih navika u ishrani, kulturnih običaja i uslova životne sredine. Prenos procenjenih zdravstvenih rizika sa jedne na drugu populaciju uvodi dodatnu mernu nesigurnost [39].

2.5 Primena metode Monte Karlo kod procene rizika

Metode Monte Karlo predstavljaju postupke koji na osnovu slučajnog uzorkovanja definisanih funkcija raspodela verovatnoća generišu funkciju raspodele verovatnoće veličine od interesa. Tehnike Monte Karlo se sve češće primenjuju prilikom procene rizika u zaštiti životne sredine [42, 43, 44]. Determinističke metode podrazumevaju iskazivanje rizika kao tačkaste ocene, pri čemu se često ne vodi računa o iskazivanju merne nesigurnosti. Merna nesigurnost predstavlja opšti koncept koji je povezan sa procesom merenja (ili ocenjivanja) s obzirom na činjenicu da za svako merenje može da se izrazi sumnja u njegovu tačnost. Svaki rezultat merenja mora da prati iskaz o mernoj nesigurnosti kako bi se ta sumnja u merenja kvantifikovala.

Nesigurnost rizika datog kao pojedinačni broj može da se odredi standardnim metodama koje podrazumevaju da funkcija gustine raspodele verovatnoće rizika ima Gausovu raspodelu. Nesigurnost procenjenog rizika može da se odredi i metodom Monte Karlo [45]:

- Ukoliko se sumnja da gustina raspodele izračunate veličine odstupa od Gausove;
- Ukoliko je model izraženo nelinearan;
- Ukoliko se očekuje da je merna nesigurnost ocenjivane veličine reda veličine njene vrednosti.

Prilikom ocene rizika od oboljevanja od malignih tumora kod stanovništva koje je izloženo prirodnim izvorima zračenja u životnoj sredini, uvode se različite pretpostavke vezane za scenarije izlaganja i primljene doze. Veoma velike merne nesigurnosti unose se u model usled nedostatka podataka o efektima nakon izlaganja malim dozama. Pošto se očekuje veoma velika nesigurnost ocenjenog rizika, opravdana je upotreba metode Monte Karlo za procenu merne nesigurnosti.

2.5.1 Standardni pristup procene merne nesigurnosti

Osnovni postupak ocene propagacije merne nesigurnosti GUM (*eng.* Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement), opisan u [46], mogao bi se sažeti na sledeći način:

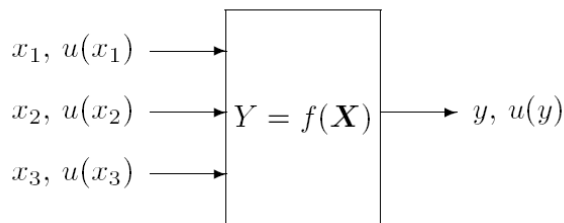
- Definirati merenu veličinu Y kao izlaznu veličinu;
- Definirati ulazne veličine X_i , od kojih zavisi veličina Y ;
- Izraziti matematički relaciju između izlazne veličine Y i ulaznih veličina X_i od kojih Y zavisi: $Y = f(X_1, X_2, \dots, X_N)$;
- Odrediti najbolje ocene x_i ulaznih veličina X_i , bilo na osnovu statističke analize podataka dobijenih merenjem, ili na druge načine;
- Oceniti merne nesigurnosti $u(x_i)$ za svaku od ulaznih veličina X_i (postupcima opisanim kao tip A i B);
- Oceniti eventualnu međusobnu zavisnost ulaznih veličina X_i i odrediti odgovarajuće kovarijanse;
- Odrediti rezultat merenja kao ocenu y izlazne veličine Y , iz funkcionalne zavisnosti $Y = f(X_1, X_2, \dots, X_N)$;
- Odrediti koeficijente osetljivosti kao prve parcijalne izvode funkcije $Y = f(X_1, X_2, \dots, X_N)$ po veličinama X_i ;
- Odrediti standardnu nesigurnost $u(y)$ izlazne veličine Y kombinujući odgovarajuće koeficijente osetljivosti i merne nesigurnosti $u(x_i)$ prema formuli

$$u(y) = \sqrt{\sum_i (u(x_i) \times c_i)^2}$$

- Odrediti efektivni broj stepena slobode ν_{eff} izlazne veličine Y ;
- Odrediti proširenu mernu nesigurnost $U(y)$, množeći standardnu nesigurnost $u(y)$ faktorom obuhvata k , koji zavisi od verovatnoće sa kojom se želi tvrditi da

se prava vrednost veličine Y (koja ostaje nepoznata) nalazi u intervalu $y \pm U(y)$. Rezultati će biti korektan ukoliko veličini Y odgovara Normalna ili t-raspodela.

Ilustracija postupka prikazana je na slici 3.



Slika 3. Elementarni prikaz postupka ocene merne nesigurnosti opisanog u GUM [46]

2.5.2 Procena merne nesigurnosti metodom Monte Karlo

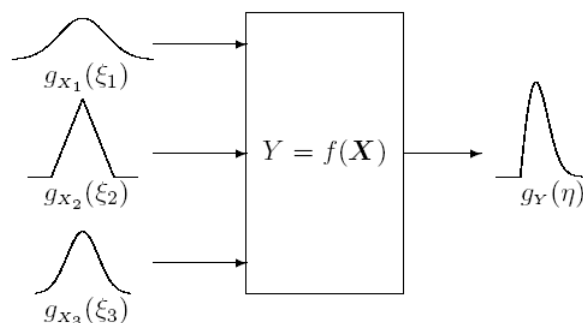
Metoda Monte Karlo predstavlja statističku metodu koja, koristeći slučajne događaje, može da simulira mnoge procese, fizičke sisteme i fenomene. Glavna ideja metode Monte Karlo je stvaranje modela koji treba verno da opisuje realni sistem od interesa. Model treba da obuhvata sve interakcije koje postoje u sistemu, pri čemu iz iskustva treba da budu poznate verovatnoće njihovog dešavanja. Ključni korak je slučajno uzorkovanje definisanih funkcija gustina raspodele verovatnoće, čime se postiže simulacija realnog događaja. Svaka simulacija predstavlja slučajni događaj i izlaz iz kalkulacije ne može sa sigurnošću da se predvidi. Svaki pojedinačni simulirani slučajni događaj predstavlja jednu istoriju. Što je broj istorija veći, kvalitet procenjene srednje vrednosti određene veličine koja karakteriše ponašanje sistema raste, pri čemu statistička nesigurnost opada [47].

Faze primene Monte Karlo simulacije podrazumevaju sledeće [45]:

- Definirati merenu veličinu Y kao izlaznu veličinu;
- Definirati ulazne veličine X_i , od kojih zavisi veličina Y ;
- Razviti model koji povezuje Y i X_i ;

- Veličinama X_i pridružiti odgovarajuće funkcije gustine raspodele verovatnoće (Normalnu, ravnomernu, itd). Fizički sistem se opisuje nizom funkcija raspodela gustina verovatnoće;
- Izbor generatora slučajnih brojeva. Definisane pravila uzorkovanja specifičnih funkcija gustina raspodele verovatnoća;
- Odrediti gustinu raspodele verovatnoće izlazne veličine Y , na osnovu gustina raspodela verovatnoće veličina X_i i relacije koja povezuje izlaznu veličinu Y sa ulaznim veličinama X_i . Ovde leži osobenost metode Monte Karlo:
 - Simuliraju se, na slučajan način, vrednosti ulaznih veličina X_i , u skladu sa odgovarajućim gustinama raspodela verovatnoće koje ih prate;
 - Na osnovu ovih vrednosti i funkcije koja povezuje izlaznu veličinu Y i ulazne veličine X_i , formiraju se odgovarajuće vrednosti za veličinu Y ;
 - Iz skupa tako dobijenih vrednosti za Y donosi se zaključak o funkciji gustine raspodele verovatnoće veličine Y .
- Matematičko očekivanje veličine Y se uzima kao ocena y ;
- Ocena merne nesigurnosti.

Ilustracija ovog postupka prikazana je na slici 4.



Slika 4. Ilustracija faza prilikom Monte Karlo simulacije. Ulazne veličine se definišu preko funkcija gustina verovatnoće koje se zatim uzorkuju, dobijene vrednosti ulaznih veličina ulaze u proračun spram definisane funkcije modela, da bi se kao izlaz dobila funkcija gustine raspodele izlazne veličine [45].

2.6 Primena metode Monte Karlo u dozimetriji

Dozimetrija predstavlja veoma značajan korak prilikom procene rizika od izlaganja radionuklidima u životnoj sredini. Sa brzim razvojem kompjuterskih sistema, tehnike Monte Karlo su postale veoma značajna alatka u dozimetriji zbog mogućnosti relativno lakog rešavanja problema transporta čestica kroz materiju [47, 48, 49]. U zaštiti od zračenja, Monte Karlo tehnike se koriste za procene jačine doza na raznim lokacijama u blizini izvora, što se često koristi prilikom projektovanja konfiguracije oklapanja izvora jonizujućih zračenja. Takođe, koristi se i za računanje fluensa i kerme u vazduhu na određenoj visini od zemljišta, usled prirodnih i veštačkih radionuklida (gama-emitera) koji se nalaze na određenoj dubini u zemljištu [50]. Monte Karlo tehnike omogućavaju procene doza koje primi stanovništvo usled izloženosti radionuklidima iz životne sredine za spoljašnje i unutrašnje izlaganje [51]. Omogućena je procena doza za pojedine organe i tkiva u zavisnosti od distribucije unetih radionuklida po organima [51]. Ukoliko je izlaz iz simulacije veličina kerma u vazduhu, moguće je primenom odgovarajućih konverzionih faktora izračunati ambijentalnu ekvivalentnu dozu ($H^*(10)$), ličnu dubinsku ekvivalentnu dozu ($Hp(10)$), ličnu površinsku ekvivalentnu dozu ($Hp(0,007)$), kao i doze za pojedine organe [52, 53, 54, 55].

Monte Karlo metoda je našla veliku primenu u dozimetriji omogućavajući rešavanje problema transporta čestica kroz materiju, dajući numeričko rešenje Boltzmanove transportne jednačine u okviru koje su implementirani fundamentalni mikroskopski fizički zakoni interakcija čestica sa atomima.

Prednosti numeričkog eksperimenta u odnosu na realna merenja mogu biti:

- Prilikom realnih merenja, na primer, kerme u vazduhu ili ekvivalenta doze, nije moguće odrediti doprinose različitih radionuklida ukupnoj izmerenoj vrednosti. S druge strane, numerički eksperiment u dozimetriji omogućava određivanje uticaja pojedinačnih komponenti na ukupni rezultat pod različitim uslovima simulacije.
- Numerički eksperiment u dozimetriji omogućava prevazilaženje realnih ograničenja mernih instrumenata. Ukoliko bi sadržaj određenog radionuklida u

zemljištu bio dovoljno nizak, merenje kerme u vazduhu bi bilo nemoguće, usled limita detekcije dozimetra.

- Numerički eksperiment podrazumeva ponavljanje određenog događaja reda veličine miliona istorija, što smanjuje mernu nesigurnost tipa A. Merna nesigurnost izlazne veličine iz numeričkog eksperimenta zavisiće i od toga koliko primenjen model realno opisuje dati proces. Takođe, zavisiće i od tačnosti svih unetih pretpostavki. Za Monte Karlo simulaciju veoma je važno precizno definisanje ulaznih parametara poput karakterizacije materijala, geometrije i distribucije izvora.

2.6.1 Opis fizičkog sistema

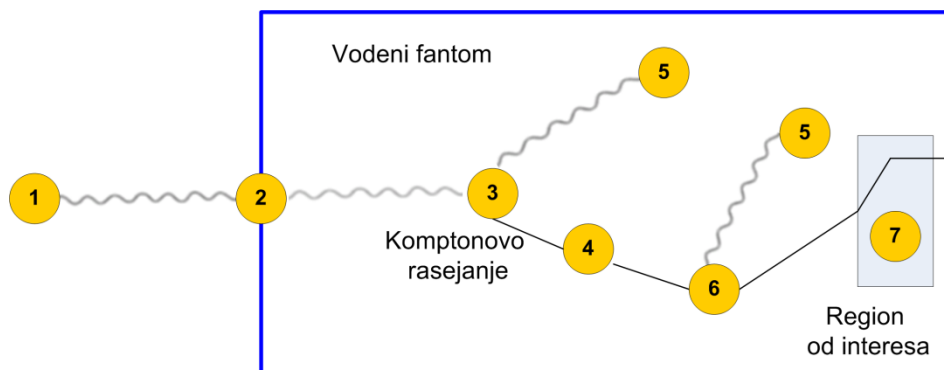
Za uspešno rešavanje problema transporta čestica kroz materiju, model mora da sadrži podatke o geometriji sistema i osobinama materije. Svaki Monte Karlo kompjuterski program oslanja se na baze podataka koje sadrže eksperimentalno određene efikasne preseke koji zavise od vrste i energije zračenja kao i od vrste interakcije kojoj podležu. Ovakvi parcijalni efikasni preseki za pojedinačne interakcije se sabiraju tako da se dobija ukupni efikasni presek. Podaci o efikasnim presecima se daju za svaki materijal od interesa. Model mora da sadrži algoritme na osnovu kojih će se određivati rezultat interakcije (promena energije čestice, promena smera kretanja) koji se zasnivaju na fizičkim principima koji opisuju interakciju datog zračenja sa materijom. Sa ovako definisanim ulaznim podacima, moguće je metodom Monte Karlo dobiti fluks kroz određeni poprečni presek, na određenoj dubini u materijalu. Veoma je bitno što preciznije opisati sve komponente modela pošto je rezultat Monte Karlo simulacije validan onoliko koliko i uneti podaci na osnovu kojih će se simulacija izvršiti [47].

Metoda Monte Karlo koja se koristi u dozimetriji podrazumeva sledeće interakcije fotona sa materijom [47]: apsorpcija energije putem fotoelektričnog efekata, Komptonovo rasejanje, nekoherentno, Rejljevo rasejanje, koherentno i stvaranje para. Simulacija podrazumeva sledeće korake (slika 5):

1. Izabrati energiju fotona, smer i početnu poziciju (uzorkovanje iz definisane distribucije upadnih fotona), transport fotona do prve barijere;
2. Izabrati rastojanje do prve interakcije;

3. Izabrati tip interakcije (neki od tipova su: Komptonovo rasejanje, Rejljevo rasejanje, fotoelektrični efekat, proizvodnja parova, delta zraci i Ožeovi elektroni);
4. Izabrati smer kretanja i energiju novonastalih sekundarnih čestica i njihovo skladištenje na listi sekundarnih čestica čiji transport tek treba da se prati;
5. Transport rasejanih fotona sve dok, ili ne napuste geometriju, ili ne pređu definisani prag energije;
6. Transport sekundarnih elektrona, praćenje svakog od δ elektrona i fotona nastalih zakočnim zračenjem;
7. Prikupljanje vrednosti deponovanih energija sa svake pojedinačne putanje, određivanje fluksa u regionu od interesa;

Ponavljanje koraka od 1 do 7 za što veći broj upadnih fotona, dokle god izlazna veličina ne postigne dovoljno nisku statističku nesigurnost.



Slika 5. Šematski prikaz istorije transporta fotona dobijene Monte Karlo simulacijom. Monte Karlo simulacije transporta elektrona bi trebalo da budu uključene kod svih proračuna gde se posmatra celokupna elektromagnetska kaskada u materijalu. Simulacija transporta elektrona i pozitrona kroz materijalnu sredinu podrazumeva sledeće interakcije [47]: elastično rasejanje na elektronu i na atomu, anihilacija pozitrona, ekscitacija i jonizacija, zakočno zračenje.

Veoma je bitno odrediti geometriju regiona u okviru kojeg se dešavaju interakcije čestica sa materijom. Ukoliko se doze računaju za organe od interesa, pod definisanjem geometrije podrazumeva se izbor fantoma koji reprezentuje ljudsko telo. Geometrije organa se definišu kombinacijom različitih geometrijskih tela i površi. ICRP model

fantoma [56] sastoji se iz tri osnovna dela: (a) Eliptički cilindri (telo i ruke), (b) Dva uspravna kružna konusa (noge i stopala), (c) Kružni cilindar (vrat i glava). MIRD matematički fantom sve organe aproksimira geometrijskim figurama (elipsoidi, kružni konusi, eliptički konusi, torus sa elipsoidnim sekcijama, itd.). Tri osnovna materijala za definisanje delova tela su: *Skelet* (gustina $1,4 \text{ g cm}^{-3}$), *Pluća* ($0,296 \text{ g cm}^{-3}$), *Meko tkivo* (ostali delovi tela $1,04 \text{ g cm}^{-3}$). Sastav tkiva, skeleta i pluća mogu da se nađu u okviru literature [57].

Programski paketi omogućavaju simulaciju transporta čestica što podrazumeva: nastanak u izvoru, orijentaciju u bilo kojem pravcu, interakciju sa materijalom u definisanoj geometriji, praćenje traga čestice, depozicija energija na trajektoriji i na meti. Izlaz iz simulacije može da bude određen kao fluens, ili deponovana energija po jedinici aktivnosti ($\text{MeV g}^{-1} \text{ Bq}^{-1}$) za tkiva od interesa. Neki od najpoznatijih programskih paketa koji se koriste u dozimetriji su *EGS* kod (rešava problem transporta fotona i elektrona, korisnik sam definiše geometriju), *MCNPX* kod (rešava problem transporta fotona, elektrona i neutrona, korisnik sam definiše geometriju), *GEANT* kod (rešava problem transporta fotona i elektrona, korisnik sam definiše geometriju), *MIRD DOSE* kod (računa specifične apsorbovane frakcije za unapred definisane fantome), *FOTELP* kod (rešava problem transporta fotona, elektrona i pozitrona, korisnik sam definiše geometriju) [58].

2.6.2 Procena apsorbovane doze nakon unutrašnjeg izlaganja radionuklidima

Nakon unutrašnjeg izlaganja radionuklidima iz životne sredine, dolazi do njihove depozicije ili redistribucije po organima u zavisnosti od osobina unetih čestica i njihove kinetike. Radionuklidi sa mesta depozicije podležu radioaktivnom raspadu tako da je potrebno izvršiti procenu doza koje prime unutrašnji organi. Pošto doze unutar organa ne mogu da se mere, one se procenjuju. Da bi se procenila apsorbovana doza potrebno je poznavati geometriju sistema u okviru kojeg dolazi do interakcije zračenja sa materijom, tako da su razvijeni referentni modeli ljudskog tela kod kojih su tačno definisane geometrije, sastav i veličine organa od interesa. Prilikom procene doza uvek treba voditi računa da su procene urađene na osnovu podataka koji opisuju referentni

model a da dimenzije organa osobe, za koju se u stvari procena radi, mogu da odstupaju manje ili više od datog modela, što uvodi dodatnu nesigurnost u proračun [59].

Da bi se procenila apsorbovana doza, potrebno je imati podatke o fizičkim osobinama radionuklida kao i o biološkim faktorima. Pod fizičkim osobinama izvora podrazumeva se vrsta, energija zračenja, broj čestica određene energije nakon emisije, kao i vreme poluraspada. Biološki faktori podrazumevaju distribuciju radionuklida unutar organizma i kinetiku u smislu brzine apsorpcije i resorpcije za pojedine organe, eliminaciju iz organizma i vreme zadržavanja u pojedinim tkivima. Potrebno je znati aktivnost radionuklida u organu za koji se smatra da je izvor kao i masu organa za koji se procenjuje apsorbovana doza. Još jedan od faktora koji je potrebno odrediti je frakcija emitovane energije koja je apsorbovana u ciljnom organu, Φ . Frakcija emitovane energije koja je apsorbovana u ciljnom organu računa se metodom Monte Karlo, pri čemu su parametri potrebni za simulaciju (geometrije, sastav i mase organa) inkorporirani u referentni model ljudskog tela. Do danas je razvijen veliki broj antropomorfni fantoma, fantom odraslog muškarca, žene, trudne žene i dece od jedne, pet, deset i petnaest godina starosti, takođe i za novorođenče [60, 61].

Jačina apsorbovane doze se određuje prema jednačini [58]:

$$\dot{D} = \frac{k A \sum_i y_i E_i \Phi_i}{m}$$

pri čemu je: \dot{D} - jačina apsorbovane doze za organ koji predstavlja metu (Gy/s), A – aktivnost organa koji predstavlja izvor (Bq), y – broj čestica energije E emitovanih po raspadu, E – energija emitovane čestice (eV), Φ - frakcija emitovane energije koja je apsorbovana u ciljnom organu mase m , k – konstanta proporcionalnosti.

Često je od interesa određivanje ukupne apsorbovane doze za određeni vremenski period usled primene određenog radionuklida. Ovakva kumulativna doza predstavlja integral po vremenu jačine doze [58]:

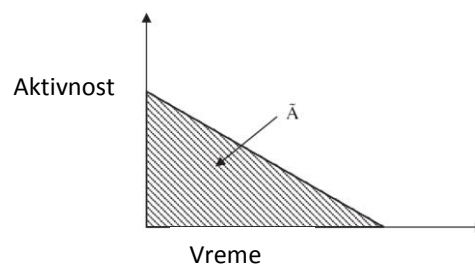
$$D = \int_0^{\infty} \dot{D}(t) dt = \frac{k \sum_i y_i E_i \Phi_i}{m} \int_0^{\infty} A(t) dt$$

pri čemu se uvodi veličina ukupna aktivnost, \tilde{A} :

$$\tilde{A} = \int_0^{\infty} A(t) dt$$

tako da je:

$$D = \frac{k \tilde{A} \sum_i y_i E_i \Phi_i}{m}$$



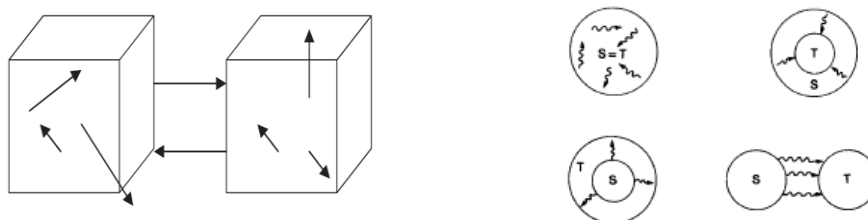
Slika 6. Zavisnost ukupne aktivnosti od vremena [58]

Promena aktivnosti sa vremenom je prikazana na slici 6. Ukoliko pretpostavimo da postoje dva objekta sa uniformnom raspodelom radionuklida pri čemu pretpostavljamo da su oba objekta i izvori i mete (slika 7a), apsorbovane doze za ta dva objekta, D_1 i D_2 mogu da se predstave kao [58]:

$$D_1 = \frac{k \tilde{A}_1 \sum_i y_i E_i \Phi_i(1 \leftarrow 1)}{m_1} + \frac{k \tilde{A}_2 \sum_i y_i E_i \Phi_i(1 \leftarrow 2)}{m_1} + \dots$$

$$D_2 = \frac{k \tilde{A}_1 \sum_i y_i E_i \Phi_i(2 \leftarrow 1)}{m_2} + \frac{k \tilde{A}_2 \sum_i y_i E_i \Phi_i(2 \leftarrow 2)}{m_2} + \dots$$

Različiti mogući odnosi između organa koji predstavlja izvor i organa mete za koji se procenjuje apsorbovana doza prikazani su na slici 7b.



Slika 7. a) Dva objekta sa uniformnom distribucijom izvora b) Odnosi između organa koji predstavlja izvor i organa mete. S predstavlja izvor, dok je T meta [58].

Nakon unosa radionuklida u organizam, inicijalni broj unetih jezgara opada kako zbog radioaktivnog raspada karakterisanog konstantnim raspada λ_r tako i zbog procesa eliminacije radionuklida iz organizma usled fizioloških procesa karakterisanih

biološkom konstantom eliminacije λ_b . Broj jezgara u trenutku t može da bude izražen kao:

$$N = (N_0 e^{-\lambda_r t}) (e^{-\lambda_b t})$$

pri čemu je: N_0 – inicijalni broj unetih jezgara, N – broj jezgara nakon vremena t , λ_r – konstanta raspada, λ_b – biološka konstanta eliminacije.

Može da se napiše: $N = N_0 e^{-(\lambda_r + \lambda_b)t}$ tako da je $\lambda_e = \lambda_r + \lambda_b$. Veličina λ_e predstavlja efektivnu konstantu eliminacije. Efektivno vreme poluraspada se definiše kao

$$T_E = \frac{0,693}{\lambda_e}. \text{ Sa ovako procenjenim efektivnim vremenom poluraspada, izvodi se izraz}$$

za ukupnu aktivnost \tilde{A} u određenom organu:

$$\tilde{A} = \int_0^t A(t) dt = \int_0^t (fA_0) e^{-\lambda_e t} dt = \frac{fA_0}{\lambda_e} = 1,443 f A_0 T_E.$$

pri čemu je: \tilde{A} - ukupna aktivnost, A_0 - početna aktivnost radionuklida koja je unesena u organizam, f - frakcija radionuklida koja je apsorbirana u određenom organu, λ_e - efektivna konstanta eliminacije, T_E - efektivno vreme poluraspada.

2.6.3 Biokinetički modeli

U svrhu procena doza po organima nakon unutrašnjeg izlaganja radionuklidima, Međunarodna komisija ICRP (*eng.* International Commission on Radiological Protection) je razvila biokinetičke modele koji opisuju ponašanje radionuklida nakon unosa u organizam. Najznačajniji biokinetički modeli podrazumevaju model respiratornog trakta i model gastrointestinalnog trakta. Model respiratornog trakta opisuje specifična mesta i vremena zadržavanja inhaliranih čestica unutar samog respiratornog sistema, transport u krvotok i gastrointestinalni trakt. Model gastrointestinalnog trakta opisuje kretanje progutanih čestica duž crevnog sistema kao i specifične brzine apsorpcije radionuklida u krvotok iz tankog creva [34].

Nakon unosa radionuklida u organizam, njihova depozicija u respiratornom i gastrointestinalnom traktu zavisice od fizičkih i hemijskih osobina samih čestica kao i od geometrije organa [62, 63]. Biokinetički modeli opisuju različite putanje čestica u

formi aerosola unetih u organizam putem inhalacije. U zavisnosti od rastvorljivosti, određena frakcija deponovanih čestica će biti apsorbovana u krvotok i limfne sudove čime dolazi do njihovog raznošenja kroz čitav organizam. Čestice koje su se našle unutar krvotoka mogu da pređu u tkivo radom fagocita koji se nalaze u retikuloendotelu jetre, slezine i koštane srži. Takođe, iz krvotoka mogu da budu eliminisane putem urina preko bubrega ili putem fecesa. Čestice koje su deponovane u gornjim delovima respiratornog trakta mogu da budu izdahnute ili da migriraju u gastrointestinalni trakt uz pomoć cilijarnih ćelija [64, 65]. U okviru modela, svakom radionuklidu je dodeljen tip apsorpcije u odnosu na brzinu, tako da postoje tip F - brza apsorpcija (*eng.* Fast rate), tip M - srednja brzina rastvaranja i apsorpcije (*eng.* Intermediate rate) i tip S - mala brzina rastvaranja i apsorpcije (*eng.* Slow rate) [34]. U tabeli 3 su prikazane vrednosti depozicije čestica aerosola u procentima, u različitim delovima respiratornog trakta u zavisnosti od prečnika čestica.

Tabela 3. Depozicija inhaliranih čestica aerosola (%) u različitim regionima respiratornog trakta kod referentnog modela muškarca. Pretpostavljena su dva prečnika čestica, prečnik od 1 μm se podrazumeva za izlaganje stanovništva iz životne sredine, dok se za profesionalno izlaganje podrazumeva srednji prečnik čestica od 5 μm [64].

| Region | Srednji aerodinamični prečnik čestice (μm) | |
|-----------------------------------|---|-----------------|
| | 1 μm | 5 μm |
| Prednja nosna duplja | 16,5 | 33,9 |
| Zadnja nosna duplja i usna duplja | 21,1 | 39,9 |
| Dušnik i glavne dušnice | 1,24 | 1,78 |
| Bronhiole | 1,65 | 1,10 |
| Alveole | 10,7 | 5,3 |
| Ukupno | 51,2 | 82,0 |

Ukoliko se čestice koje su rastvorljive u vodi unesu putem ingestije, u tankom crevu dolazi do njihove apsorpcije u krvotok. Model definiše frakcije progutanog materijala, f_1 , koje će biti apsorbovane u krvotok dok će frakcija $1 - f_1$ proći duž crevnog trakta nakon čega će biti izbačen putem fecesa. Nerastvorljive čestice prolaze crevni sistem i izbacuju se putem fecesa usled čega kolon prima najveću dozu. Takođe, na nivou kolona dolazi do ekskrecije čestica iz krvotoka nazad u crevo što doprinosi ukupnoj primljenoj dozi. Frakcija unetih čestica se deponuje na zidu crevnog trakta pri čemu su najosetljivije matične ćelije koje se nalaze u bazi kripti [64, 66].

Povećan rizik od razvijanja malignog tumora usled izlaganja putem inhalacije i ingestije može da se pripíše svim tkivima koja se nalaze na putu distribucije radionuklida u organizmu. Usled dugog vremena poluraspada prirodnih radionuklida poput ^{238}U , ^{232}Th i ^{40}K , stohastički efekti se očekuju i dvadeset do trideset godina nakon izlaganja. U tabeli 4 su prikazane najosetljivije ćelije, po regionima respiratornog trakta.

Tabela 4. Pregled najosetljivijih tipova ćelija u različitim regionima respiratornog trakta [65, 66].

| Region respiratornog trakta | Najosetljiviji tip ćelije |
|--|--|
| Prednji i zadnji nosni putevi, ždrelo, grkljan | bazalne ćelije epitela |
| Bronhije | sekretorne i bazalne ćelije epitela |
| Bronhiole | sekretorne (Klara) ćelije epitela |
| Alveolarni region | Klara ćelije, tip II epitelne ćelije, epitelne ćelije kapilara |

Čestice oksida uranijuma, nakon inhalacije, uglavnom ostaju deponovane u respiratornom traktu usled slabije rastvorljivosti. U zavisnosti od veličine čestice, mogu da budu deponovane u gornjim ili donjim delovima trakta. Manja frakcija se apsorbuje u krvotoku, čime se raznosi po organizmu. Najznačajnija mesta akumulacije su koštani sistem (66 %), jetra (16 %), bubrezi (8 %) i drugi organi (10 %). Oko 5 % čestica biva izbačeno iz organizma putem urina i 95 % putem fecesa [62]. Nakon ingestije, 5 % čestica se apsorbuje u krvotok iz gastrointestinalnog trakta [62, 64, 67].

Čestice radionuklida ^{232}Th koje se nalaze u vazduhu su nerastvorljive u vodi tako da, nakon inhalacije, uglavnom ostaju deponovane u plućima i traheobrahiolarnim limfnim čvorovima [64]. Oko 5 % inhaliranih čestica se apsorbuje u krvotok i glavna mesta depozicije su skeletni sistem i jetra [64, 66]. Deponovane čestice u gornjim delovima respiratornog trakta mogu da migriraju u gastrointestinalni trakt dejstvom cilijarnih ćelija. Usled nerastvorljivosti čestica, nakon ingestije, samo 0,05 % čestica će biti apsorbavano [66] dok će oko 95 % biti izbačeno iz organizma putem fecesa [63].

Koncentracija radionuklida ^{40}K u mekom tkivu uglavnom ne zavisi od unosa putem inhalacije i ingestije pošto je koncentracija kalijuma pod homeostatskom kontrolom u

organizmu. Sadržaj kalijuma unutar organizma je 0,2 % od čega je udeo izotopa ^{40}K 0,012 % [64].

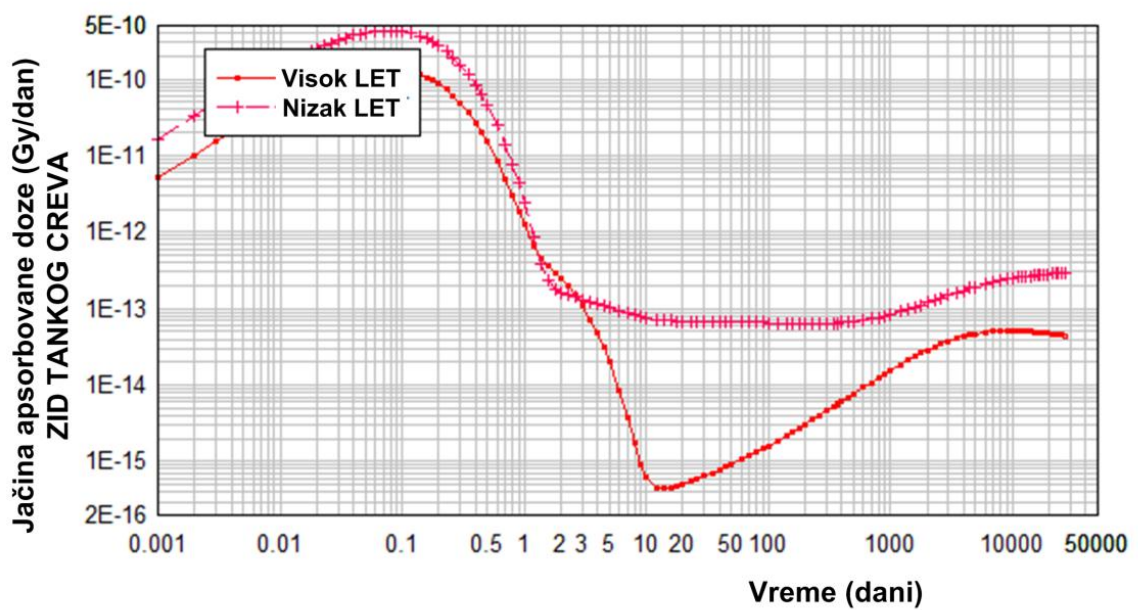
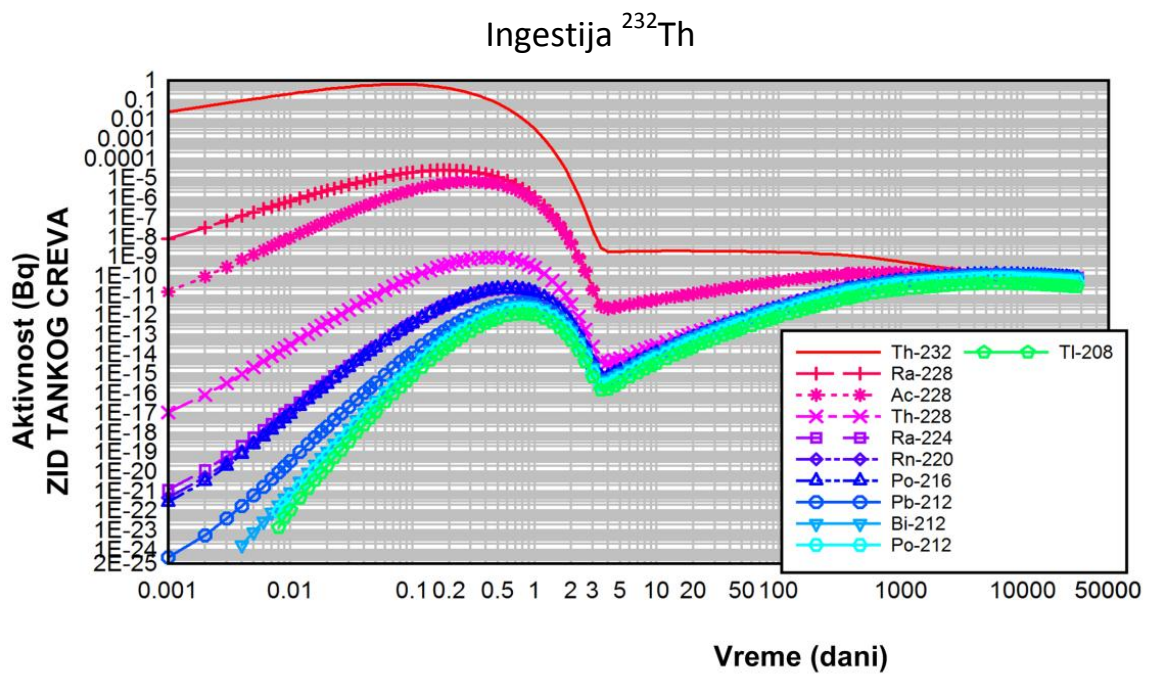
U tabeli 5 prikazani su tipovi apsorpcije inhaliranih čestica radionuklida ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K u krvotok kao i odgovarajuće vrednosti za frakcije apsorbovanih čestica iz gastrointestinalnog trakta u krvotok [34].

Tabela 5. Tipovi apsorpcije unutar respiratornog trakta i apsorbovane frakcije unutar gastrointestinalnog trakta prema odgovarajućim biokinetičkim modelima za radionuklide ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K [34, 64].

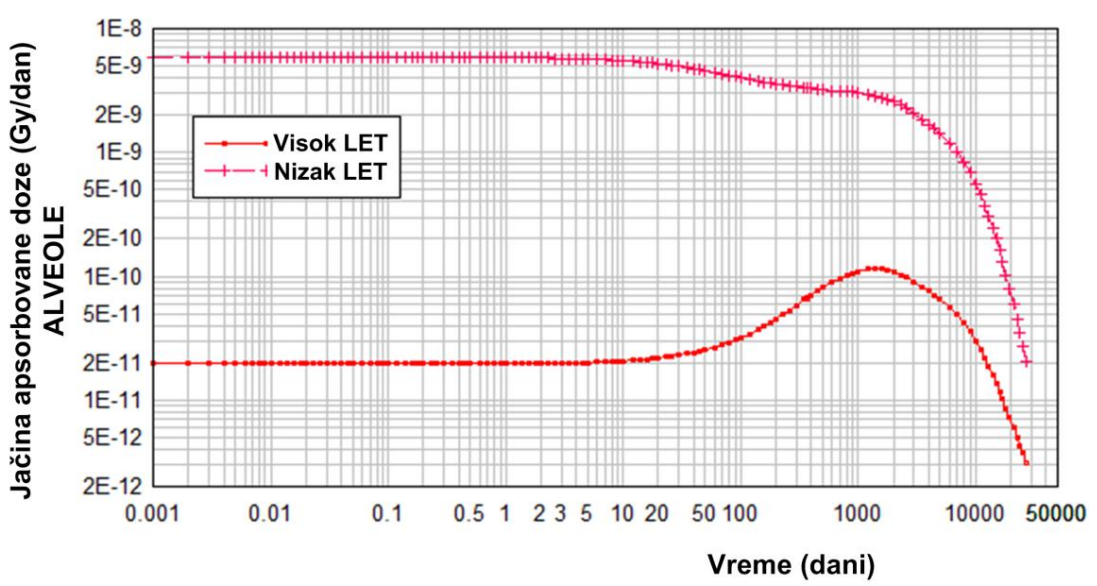
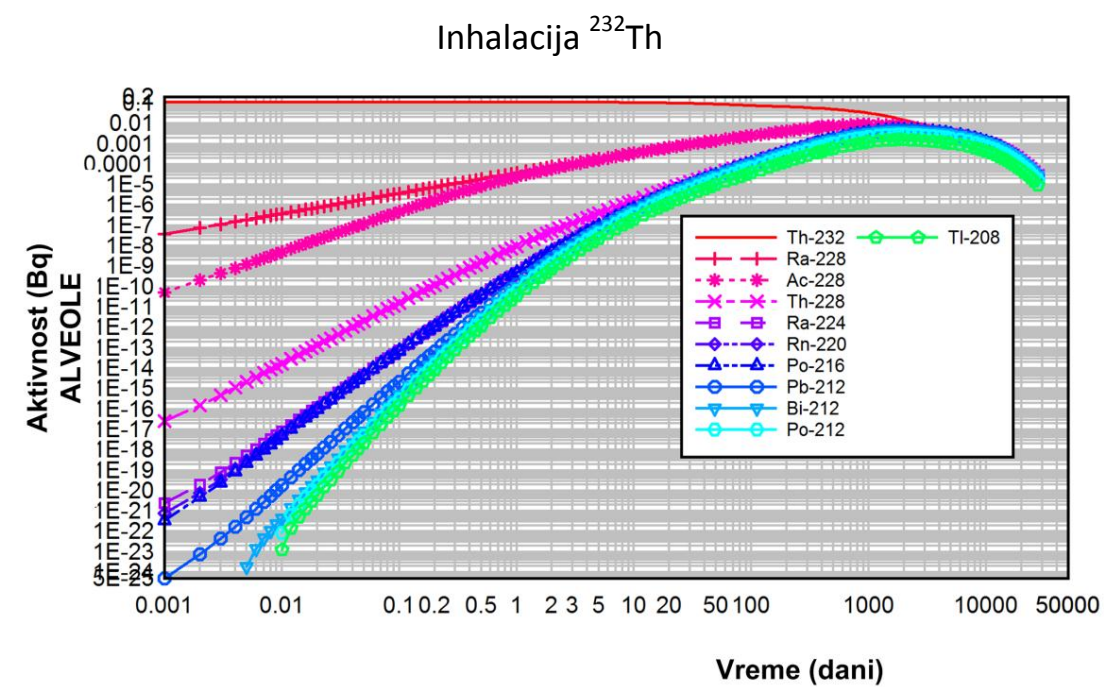
| Radionuklid | Vreme poluraspada (godina) | Srednji prečnik čestice (μm) | Tip apsorpcije unutar respiratornog trakta | Apsorbovana frakcija unutar gastrointestinalnog trakta (f_I) | Jedinjenja |
|-------------------|----------------------------|---|--|--|--|
| ^{40}K | $1,28 \times 10^9$ | 1 | F | 1,0 | |
| | | | M | 1,0 | |
| | | | S | 1,0 | |
| ^{238}U | $4,46 \times 10^9$ | 1 | F | 0,02 | UF_6 , UO_2F_2 , $\text{UO}_2(\text{NO}_3)_2$ |
| | | | *M | 0,02 | UO_3 , UF_4 , UCl_4 |
| | | | S | 0,002 | UO_2 i U_3O_8 |
| | | | F | 0,0005 | - |
| ^{232}Th | $1,41 \times 10^{10}$ | 1 | M | 0,0005 | - |
| | | | *S | 0,0002 | Oksidi i hidroksidi |

*Tip F – brza apsorpcija, tip M – srednja brzina apsorpcije, tip S – spora apsorpcija

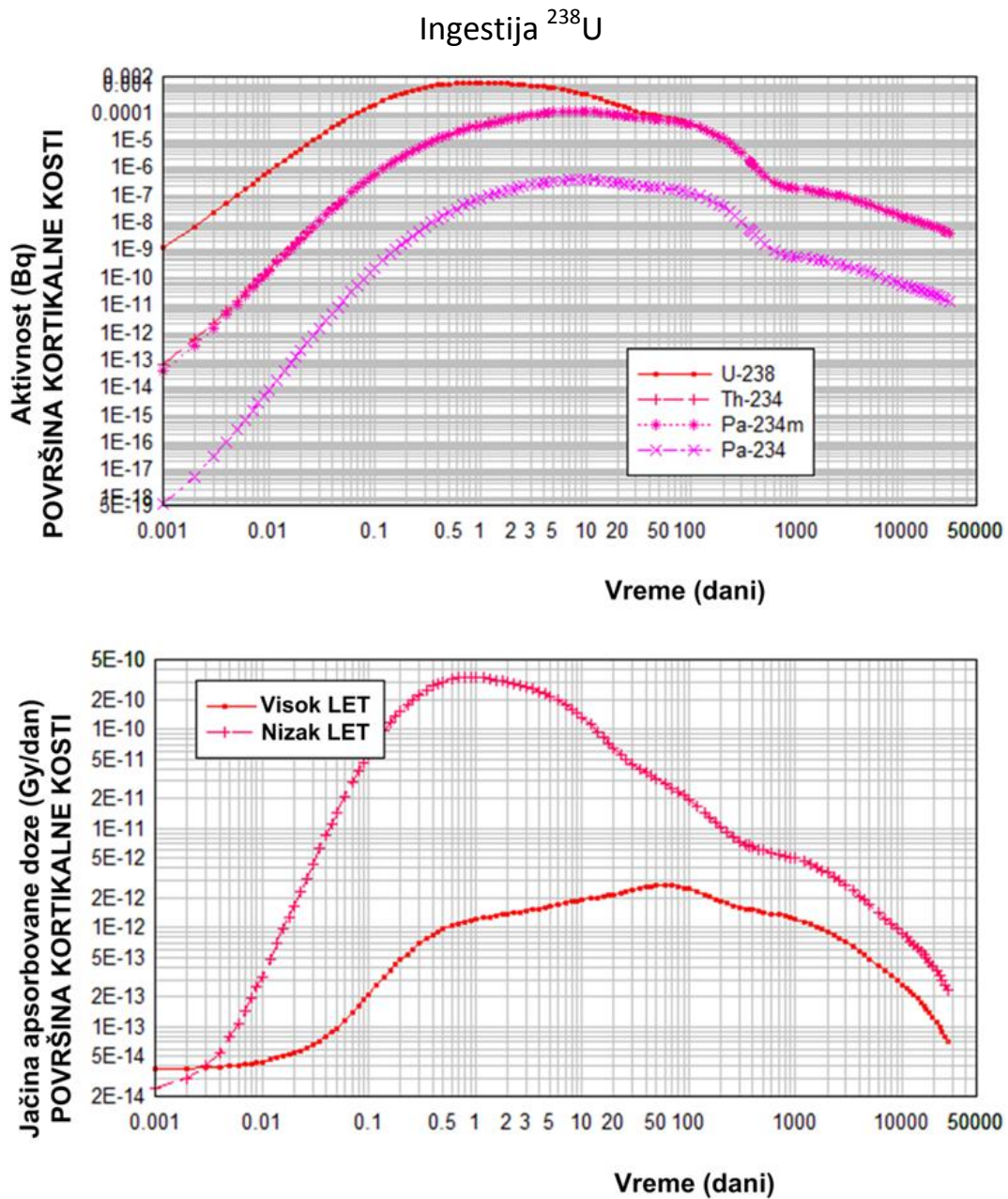
Na slikama 8 - 10 je prikazana zavisnost aktivnosti i jačine apsorbovane doze od proteklog vremena nakon unosa jedinične aktivnosti radionuklida u organizam, za određene organe gde dolazi do depozicije. Grafici su dobijeni uz pomoć programskog paketa DCAL koji je razvila Agencija za zaštitu životne sredine Sjedinjenih Američkih Država.



Slika 8. Zavisnost aktivnosti i jačine apsorbovane doze u zidu tankog creva od proteklog vremena, nakon unosa radionuklida ^{232}Th u organizam putem ingestije.



Slika 9. Zavisnost aktivnosti i jačine apsorbovane doze u alveolama od proteklog vremena nakon unosa radionuklida ^{232}Th u organizam putem inhalacije.



Slika 10. Zavisnost aktivnosti i jačine apsorbovane doze na površini kortikalne kosti od proteklog vremena nakon unosa radionuklida ^{238}U u organizam putem ingestije.

2.7 Faze prilikom procene rizika od razvijanja malignih oboljenja usled izlaganja jonizujućem zračenju

Agencija za zaštitu životne sredine Sjedinjenih Američkih Država definisala je osnovne faze prilikom procene rizika od razvijanja malignih oboljenja [68]:

- Faza identifikacije određenog agensa kao kancerogenog kod ljudi i utvrđivanje pod kojim okolnostima.
- Utvrđivanje odnosa doza – efekat, odnosno utvrđivanje nivoa izlaganja koji dovode do pojave efekta.
- Utvrđivanje pod kojim uslovima dolazi do izlaganja ljudi datom agensu.
- Opis datog rizika i zaključivanje koliko prikupljeni podaci vezani za različite vrste izlaganja podupiru date zaključke.

Karakterizacija rizika podrazumeva sakupljanje dostupnih podataka vezanih za dati agens, efekte u zavisnosti od primljenih doza i karakterizacije izlaganja, i to u cilju razvijanja integrisanog pristupa u analizi rizika. Takođe, veoma je bitno utvrđivanje težine svih dokaza koji idu u prilog zaključcima o kancerogenim efektima određenih agensa kao i utvrđivanje uslova pod kojima će se ti efekti ispoljiti [68].

Dokazi o kancerogenosti agensa prikupljaju se na osnovu praćenja ljudi kroz epidemiološke studije ili laboratorijskih životinja pri čemu je potrebno da se utvrdi porast incidencije tumora kod grupe koja je izložena datom agensu u odnosu na neizloženu grupu. Epidemiološke studije su vema značajne pošto daju direktnu procenu rizika pri čemu se izbegava unošenje nesigurnosti usled ekstrapolacije rezultata sa jedne vrste na drugu [68].

Utvrđivanje zavisnosti efekta od doze omogućava procenu rizika kod ljudi u zavisnosti od određenih nivoa izlaganja. Ukoliko specifični agens može da izazove više vrsta tumora, potrebno je izvršiti karakterizaciju rizika i objasniti mehanizme nastajanja za svaki tip posebno. Bitno je odrediti i koje se populacije nalaze pod povećanim rizikom kao i koje je osetljivije životno doba. Utvrđivanje odnosa između doze i efekta sastoji se iz više koraka. Prvo je potrebno uočiti efekte za određeni opseg primljenih doza da bi se zatim izvršila ekstrapolacija rezultata za niže doze. Da bi se izvršila ekstrapolacija

rezultata, potrebno je opredeliti se za pristup koji podrazumeva linearnu ili nelinearnu zavisnost. Ekstrapolacija koja podrazumeva linearnu zavisnost koristi se ukoliko ne postoje podaci o mehanizmima interakcije agensa u ćeliji ili ukoliko prikupljene informacije o mehanizmima interakcije ukazuju na linearnu zavisnost. Prilikom utvrđivanja nivoa izlaganja populacije, postavlja se pitanje kako tretirati dnevne varirajuće nivoe izlaganja. Predloženo je da se za procene doživotnih rizika koriste doživotni srednji dnevni nivoi izlaganja [68].

Prilikom procene rizika, potrebno je analizirati nesigurnost i varijabilnost rezultata. Merna nesigurnost procenjenog rizika će zavisiti od nesigurnosti samog postupka uzorkovanja, nesigurnosti merenja kao i nesigurnosti uvedenih pretpostavki usled nepoznavanja svih mehanizama interakcije unutar modela [27]. Sa druge strane, varijabilnost se ogleda u heterogenosti same populacije usled realnih razlika koje postoje između članova date populacije. Svaki procenjen rizik bi trebalo da sadrži tri komponente: vrednost same procene, statistički nivo poverenja i procenat populacije za koji se data procena odnosi, imajući u vidu varijabilnost populacije. Rizik koji je iskazan na ovakav način daje značajnu informaciju telima i organima koji su zaduženi za definisanje preporuka, uputstava, ili za određivanje namene ispitivane vrste zemljišta.

2.7.1 Veličine koje opisuju zdravstveni rizik

Frekvencija sa kojom se određeni maligni tumori pojavljuju u nekoj populaciji zavisi od velikog broja faktora, od kojih su pol, starost, etnička pripadnost i izlaganje kancerogenim agensima neki od njih. Pored velikog broja faktora koji utiču na pojavu malignih oboljenja, dodatna otežavajuća okolnost je i nemogućnost razlikovanja tumora u zavisnosti od toga da li su indukovani izlaganjem jonizujućem zračenju ili ne. Prilikom procene rizika, dve najznačajnije komponente su merenje izlaganja i merenje frekvencije pojavljivanja oboljenja.

Incidencija predstavlja jednu od veličina uz pomoć koje je moguće izraziti učestalost određenog oboljenja u populaciji. Incidencija može da se definiše na dva konceptualno različita načina. Ona može da predstavlja meru rizika (kumulativna incidencija) ili

meru brzine oboljevanja (stopa incidencije). Kumulativna incidencija i stopa incidencije mogu da se izraze jednačinama:

$$p(t_j) = \frac{d_j}{n_j}$$

$p(t_j)$ – kumulativna incidencija (rizik), d_j – broj novoobolelih u definisanom vremenskom periodu, n_j – broj osoba osetljivih na bolest na početku perioda praćenja, t_j – trenutak posmatranja na sredini vremeskog perioda praćenja L_j pri čemu $j = 1, \dots, J$.

$$\lambda(t_j) = \frac{d_j}{n_j \times L_j}$$

$\lambda(t_j)$ – stopa incidencije, d_j – broj novoobolelih u definisanom vremenskom periodu, n_j – prosečan broj osoba pod rizikom za vreme praćenja, L_j – vremenski period praćenja.

Veza stope incidencije i rizika može da se predstavi kao:

$$p(t_j) = \lambda(t_j) \times L_j$$

Modeli i metode koje povezuju učestalost oboljenja u populaciji i nivoa izlaganja često u svojoj osnovi sadrže stope incidencije. Ukoliko se posmatraju dve grupe, pri čemu je jedna grupa izložena jonizujućem zračenju dok druga grupa nije, moguće je da se odrede stope incidencije za obe grupe. Ukoliko je učestalost oboljenja nezavisna od izlaganja, stope incidencije bi trebalo da budu jednake za obe grupe. Nedostatak jednakosti ukazuje na povezanost učestalosti pojavljivanja oboljenja i izlaganja. Ova nejednakost stopa incidencija za izloženu i neizloženu grupu, može da se izrazi preko dve veličine: *porasta apsolutnog rizika* i *relativnog rizika*. Porast apsolutnog rizika (*eng. excess absolute risk, EAR*) predstavlja aditivni član u odnosu na osnovnu stopu incidencije i može da se izrazi kao:

$$EAR(t) = \lambda_E(t) - \lambda_U(t)$$

Pri čemu je $\lambda_E(t)$ – stopa incidencije kod izložene populacije, $\lambda_U(t)$ – stopa incidencije kod neizložene populacije.

Relativni rizik pokazuje multiplikativno povećanje osnovne stope incidencije i izražava se kao:

$$RR(t) = \frac{\lambda_E(t)}{\lambda_U(t)}$$

Za $RR = 1$, veza između izlaganja i obolevanja ne postoji, dok za $RR > 1$ rizik raste sa izlaganjem. Porast relativnog rizika (*eng.* excess relative risk, ERR) se definiše kao:

$$ERR(t) = RR(t) - 1$$

Porast relativnog rizika dovodi se u vezu sa stopama incidencije za izloženu i neizloženu populaciju preko jednačina:

$$\lambda_E(t) = \lambda_U(t)\{1 + ERR(t)\}$$

Veličine poput rizika, *EAR*, *EER* i *RR* predstavljaju osnovne veličine koje se izražavaju prilikom istraživanja uticaja kancerogenih agensa prisutnih u životnoj sredini. U zavisnosti od vrste kancerogena i vremena izlaganja, moguće je zaključivati o učestalosti oboljenja praćenjem razlike vrednosti za *EAR(t)* ili *ERR(t)* kod izložene i neizložene grupe. Veoma je važno poznavati međusobnu zavisnost između rizika (ili *EAR* i *ERR*) i primljene doze usled izlaganja. Veličine *EAR* i *ERR* su definisane tako da je za dozu $d = 0$, $EAR(t) = 0$ i $ERR(t) = 0$. Za većinu kancerogena, izlaganje dovoljno velikim dozama uzrokuje merljivo povećanje rizika od oboljevanja kod izložene grupe. Problem se javlja prilikom procene rizika usled izlaganja niskim dozama. Zdravstveni rizik kod ljudi (od razvijanja malignog tumora) usled izlaganja jonizujućem zračenju procenjuje se za subpopulacije koje se definišu u odnosu na pol, godište, profil izlaganja i istoriju pušenja. Veoma je teško izmeriti malo povećanje rizika usled izlaganja niskim dozama u odnosu na visoke i varirajuće osnovne stope incidencije, a da pri tome rezultat bude statistički validan. Da bi se direktno procenio rizik, potrebno bi bilo pratiti veoma veliku populaciju što u većini slučajeva nije moguće.

Procenjivanje rizika na osnovu matematičkih modela omogućava da se dostupne informacije o efektima nakon izlaganja određenim dozama, iskoriste za predviđanje efekata za ona izlaganja za koja nije moguće uočiti rezultate iz eksperimenta. Za svaki matematički model se unose odgovarajuće pretpostavke. U radijacionoj epidemiologiji, u matematičke modele se unose pretpostavke o mehanizmima kancerogeneze i odgovarajući principi iz radijacione biologije. Prilikom procene zdravstvenih rizika

nakon izlaganja jonizujućem zračenju, najčešće se koriste biološki ili empirijski zasnovani matematički modeli [29].

Matematički modeli zasnovani za biološkim principima

Matematički modeli koji su zasnovani na biološkim principima opisuju procese koji se nalaze u osnovi transformacije normalne somatske ćelije u malignu ćeliju. Biološki modeli su komplementarni tradicionalnim modelima zasnovanim na empiriji. Postoje dve vrste ovakvih modela: dugoročni modeli koji prate pre-maligne ćelije tokom čitavog životnog veka i kratkoročni modeli koji veoma detaljno prate početne odgovore na ozračivanje [69, 70].

Biološki zasnovani matematički modeli postuliraju da se maligna transformacija dešava kroz određeni broj stupnjeva koji podrazumevaju ireverzibilne promene. Jedan od jednostavnijih modela podrazumeva dva stupnja (*eng.* two-stage clonal expansion, TSCE): stupanj inicijacije i stupanj klonalne ekspanzije. Stupanj inicijacije podrazumeva da će se u populaciji matičnih ćelija prve mutacije (inicijacija) događati sa brzinom $\nu(d)$ pri čemu je d doza. Inicirane ćelije se zatim dele simetrično ili asimetrično. Simetrična deoba podrazumeva da od jedne inicirane ćelije nastanu dve nove inicirane ćelije, dok asimetrična deoba podrazumeva nastanak jedne inicirane i jedne diferencirane ćelije. TSCE model je dalje proširen tako da se podrazumeva da fenotip maligne ćelije nastaje nakon sledećih faza [71]:

- Faza *inicijacije* podrazumeva ireverzibilno ćelijsko oštećenje. Kritična meta je DNK molekul dok je kritično oštećenje dvolančani prekid DNK odnosno višestruko oštećenje DNK molekula.
- Prilikom faze *promocije*, inicirane ćelije primaju stimulse za deobu iz spoljašnje sredine. Dolazi do nekontrolisane deobe ćelija pri čemu se dalje akumuliraju mutacije u okviru populacije ćelija.
- Faza *konverzije* podrazumeva transformaciju pre-neoplastičnih ćelija u maligne ćelije.

- Prilikom faze *progresije*, nastale maligne ćelije vrše invaziju okolnih zdravih tkiva i transportuju se uz pomoć krvnog i limfnog sistema formirajući metastaze.

Prema ovakvom modelu, samo jedan događaj (mutacija kritičnog gena u okviru jedne ćelije) stvara mogućnost za nastanak maligne transformacije. U skladu sa tim, dovoljno je da samo jedna čestica zračenja prođe kroz jedro određene ćelije, da bi se javila određena verovatnoća (veoma mala) za nastanak kritičnog oštećenja. Iz tih razloga se zavisnost doza - efekti definiše tako da ne postoji prag doze za koju će rizik za razvijanjem malignog tumora biti jednak nuli.

Mane ovakvih modela su potreba za velikom količinom informacija, pri čemu su ograničena biološka saznanja vezana za kompleksne mehanizme transformacija malignih ćelija.

Matematički modeli zasnovani na empiriji

Empirijski pristup prilikom modelovanja oslanja se na statističke modele za opisivanje prikupljenih rezultata. Matematički modeli za procenu rizika, koji su izvedeni iz rezultata prikupljenih praćenjem populacije japanskog naroda koji su preživeli bombardovanje Hirošime i Nagasakija, uglavnom su empirijski u svojoj osnovi. U modelima se najčešće javljaju sledeće veličine:

- a – starost određene individue
- e – starost u trenutku izlaganja jonizujućem zračenju
- d – primljena doza
- s - pol
- p – specifični faktori karakteristični za određenu populaciju
- t – vreme proteklo nakon izlaganja, $t = a - e$

Stopa incidencije je zavisna od navedenih veličina, $\lambda(a, e, d, s, p)$. Po definiciji, osnovna stopa incidencije ne zavisi od d i e , tako da jednačine vezane za porast apsolutnog rizika (*EAR*) i porast relativnog rizika (*ERR*) mogu da se pišu kao:

$$\lambda(a, e, d, s, p) = \lambda(a, s, p) + EAR(a, e, d, s, p)$$

$$\lambda(a, e, d, s, p) = \lambda(a, s, p)\{1 + ERR(a, e, d, s, p)\}$$

Takođe, $EAR(a, e, d, s) = 0$ i $ERR(a, e, d, s) = 0$ za $a < e$, tako da je $\lambda(a, e, d, s, p) = \lambda(a, s, p)$ za $a < e$.

Na osnovu rezultata istraživanja u radijacionoj biologiji postuliran je linearno-kvadratni model u kojem se funkcija zavisnosti rizika i doze $f(d)$ izražava preko jednačine:

$$f(d) = \alpha_1 D + \alpha_2 D^2$$

pri čemu $f(d)$ predstavlja efekat (verovatnoća nastanka mutacije), α_1 i α_2 predstavljaju koeficijente srazmernosti koji zavise od a , s i t , dok D predstavlja dozu. Prikazani empirijski modeli mogu da budu dopunjeni uzimajući u obzir i funkciju $f(d)$:

$$\lambda(a, e, d, s, p) = \lambda(a, s, p) + f(d)g(a, e, s)$$

$$\lambda(a, e, d, s, p) = \lambda(a, s, p)\{1 + f(d)g(a, e, s)\}$$

pri čemu se funkcija $g(a, e, s)$ definiše tako da je $g(a, e, s) = e^{(\gamma \tilde{e} + \eta \ln(a) + \theta s)}$, $\tilde{e} \begin{cases} e & \text{za } e < 30 \\ 0 & \text{za } e \geq 30 \end{cases}$ i parametri γ , η i θ procenjuju iz podataka.

DDREF faktor, (*eng.* Dose and dose rate effectiveness factor) predstavlja faktor koji se koristi prilikom ekstrapolacije rizika iz regiona visokih akutnih doza na region niskih doza ili niskih hroničnih jačina doza. Pretpostavlja se da je verovatnoća pojave karcinoma proporcionalna broju mutacija nastalih nakon interakcije jonizujućeg zračenja sa DNK molekulom i to po završetku reparacionih procesa. Prema rezultatima dobijenim iz istraživanja radijacione biologije, verovatnoća nastanka mutacije usled izlaganja visokim akutnim dozama zračenju niske LET vrednosti, računa se prema linearno-kvadratnoj funkciji doze.

Linearni član opisuje efekte usled postojanja pojedinačnih putanja čestica kroz ćeliju, dok se kvadratni član odnosi na dve putanje koje su bliske u vremenu i prostoru ili moguće zasićenje reparacionog mehanizma usled visokih doza. Ukoliko se radi o niskim dozama ili niskim jačinama doza, mala je verovatnoća postojanja više bliskih putanja tako da se u modelu uzima samo linearna komponenta. Ukupni efekat nakon izlaganja niskim dozama u odnosu na izlaganja visokim dozama se smanjuje za DDREF faktor [72, 73].

2.7.1.1 Procena celoživotnog rizika

Pomenuti modeli koriste se prilikom procene celoživotnog rizika usled izlaganja jonizujućem zračenju u odnosu na starost u trenutku izlaganja i pol. Za njihovu procenu potrebno je imati informacije o verovatnoćama preživljavanja do određene starosti, za šta se koriste životne tablice za populaciju od interesa. Jedan od problema prilikom procene celoživotnih rizika jeste ekstrapolacija rizika za duge periode nakon izlaganja koji nisu potvrđeni epidemiološkim studijama. Do sada, ni jedna populacija nije praćena duže od 50 godina, tako da se ova ograničenja uglavnom odnose na osobe koje su bile izložene u ranijem životnom dobu. Takođe, kao problem se javlja i primena rizika procenjenih za jednu populaciju na neku drugu populaciju, usled različitih osnovnih stopa incidencije.

Modeli koji se bave procenom doživotnog rizika od razvijanja malignog tumora ili od smrti, uzimaju u obzir promenljive poput pola, starosti prilikom izlaganja i jačine doze. Modeli se uglavnom izvode na osnovu informacija prikupljenih praćenjem stanovništva Japana koje je preživelo bombardovanje u Drugom svetskom ratu (*eng.* Life Span Study, LSS), usled medicinskog izlaganja i praćenjem profesionalno izloženih lica na nuklearnim postrojenjima. LSS studija se pokazala kao veoma značajnom zbog mogućnosti praćenja velike populacije u kojoj su prisutna oba pola i različite starosne grupe, širok raspon primenjenih doza koje su procenjivane za pojedinačne slučajeve izlaganja kao i pouzdane informacije koje se tiču incidencije malignih tumora i mortaliteta.

Procenjene rizike prati velika nesigurnost usled ograničenja epidemioloških studija i nedovoljnog razumevanja mehanizama same kancerogeneze. Takođe, dodatni izvor nesigurnosti su i veličine od kojih zavisi sam rizik poput vrste malignog tumora, primljene doze, vrste zračenja, jačine doze, starosti i pola izložene osobe, izlaganja drugim kancerogenima poput cigareta.

Različite agencije i komiteti poput UNSCEAR (*eng.* United Nations scientific committee on the effects of atomic radiation), BEIR (*eng.* Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiation) i EPA (*eng.* US environmental protection agency), bavili su se procenama doživotnih rizika. Veličinu poput *LAR* (*eng.* Lifetime attributable risk,

LAR) prihvatio je BEIR komitet koju je posle preuzela i EPA. *LAR* predstavlja aproksimaciju veličine *REID* (eng. Risk of exposure induced death, REID) koju je postulirao UNSCEAR komitet i govori o verovatnoći da će se kod određene osobe razviti maligni tumor sa smrtnim ishodom usled izlaganja jonizujućem zračenju. Za niže doze, *LAR* i *REID* su skoro identični. Za određenu osobu koja je izložena dozi D i starosti e , *LAR* može da se izrazi kao:

$$LAR(e, D) = M(D, e, a) \frac{S(a)}{S(e)}$$

pri čemu $a = e + L$ gde L predstavlja latentni period koji je potrebno da prođe da bi se rizik razvio ($L = 5$ za različite karcinome i $L = 2$ za leukemiju), $S(e)$ i $S(a)$ su verovatnoće preživljavanja do godišta e odnosno a . M može da se definiše za incidenciju i mortalitet za modele apsolutnog i relativnog rizika. Ukoliko se procenjuje incidencija, M se izražava kao: $M(D, e, a) = EAR(D, e, a)$ (za model apsolutnog rizika) i $M(D, e, a) = ERR(D, e, a)\lambda_I(a)$ (za model relativnog rizika) gde $\lambda_I(a)$ predstavlja incidenciju bolesti za starost a .

Ukoliko se procenjuje mortalitet, M se izražava kao:

$$M(D, e, a) = EAR(D, e, a) \frac{\lambda_M(a)}{\lambda_I(s, a)} \text{ (za model apsolutnog rizika) i}$$

$$M(D, e, a) = ERR(D, e, a)\lambda_M(a) \text{ (za model relativnog rizika)}$$

gde $\lambda_M(a)$ predstavlja mortalitet za starost a .

2.7.1.2 Procena doživotnog rizika prema Agenciji za zaštitu životne sredine Sjedinjenih Američkih Država

Za procenu celoživotnog rizika, EPA je uvela koeficijente, $r(x)$, koji imaju isti oblik kao i *LAR* koeficijenti i predstavljaju rizik od razvijanja tumora sa smrtnim ishodom u starosti x_i po jedinici apsorbovane doze. Nakon unosa određenog radionuklida u starosti x_i , rizik $r_a(x_i)$ za unetu jediničnu aktivnost može da se predstavi kao:

$$r_a(x_i) = \frac{\int_{x_i}^{\infty} \dot{D}(x)r(x)S(x)dx}{S(x_i)}$$

pri čemu $D(x)$ predstavlja jačinu apsorbovane doze za starost $x \geq x_i$, $r(x)$ predstavlja rizik od razvijanja tumora sa smrtnim ishodom u starosti x po jedinici apsorbovane

doze (Gy^{-1}), $S(x_i)$ je funkcija preživljavanja za starost x_i (frakcija novorođenih individua u neizloženoj populaciji za koju se očekuje da će preživeti do određene starosti), $S(x)$ je funkcija preživljavanja za starost x . Dati koeficijenti se određuju za oba pola, nakon čega se usrednjavaju imajući u vidu odnos polova prilikom rođenja. Koeficijenti se usrednjavaju i u odnosu na unos odgovarajućeg medijuma iz životne sredine usled zavisnosti brzine unosa od pola i godišta. Pretpostavlja se da se u medijumu nalazi konstantna koncentracija određenog radionuklida. Usrednjeni koeficijent se predstavlja kao:

$$\bar{r}_a = \frac{\int_0^{\infty} u(x)r_a(x)S(x)dx}{\int_0^{\infty} u(x)S(x)dx}$$

gde $u(x)$ predstavlja brzinu unosa za određenu starost koja je usrednjena za oba pola. Ukoliko se radi o spoljašnjem izlaganju, postavka problema ja jednostavnija jer je izbegnuta zavisnost unosa radionuklida od godišta. Celoživotni rizik usled spoljašnjeg izlaganja zračenju za godišta x se izražava kao:

$$r_e(x) = d_e r(x)$$

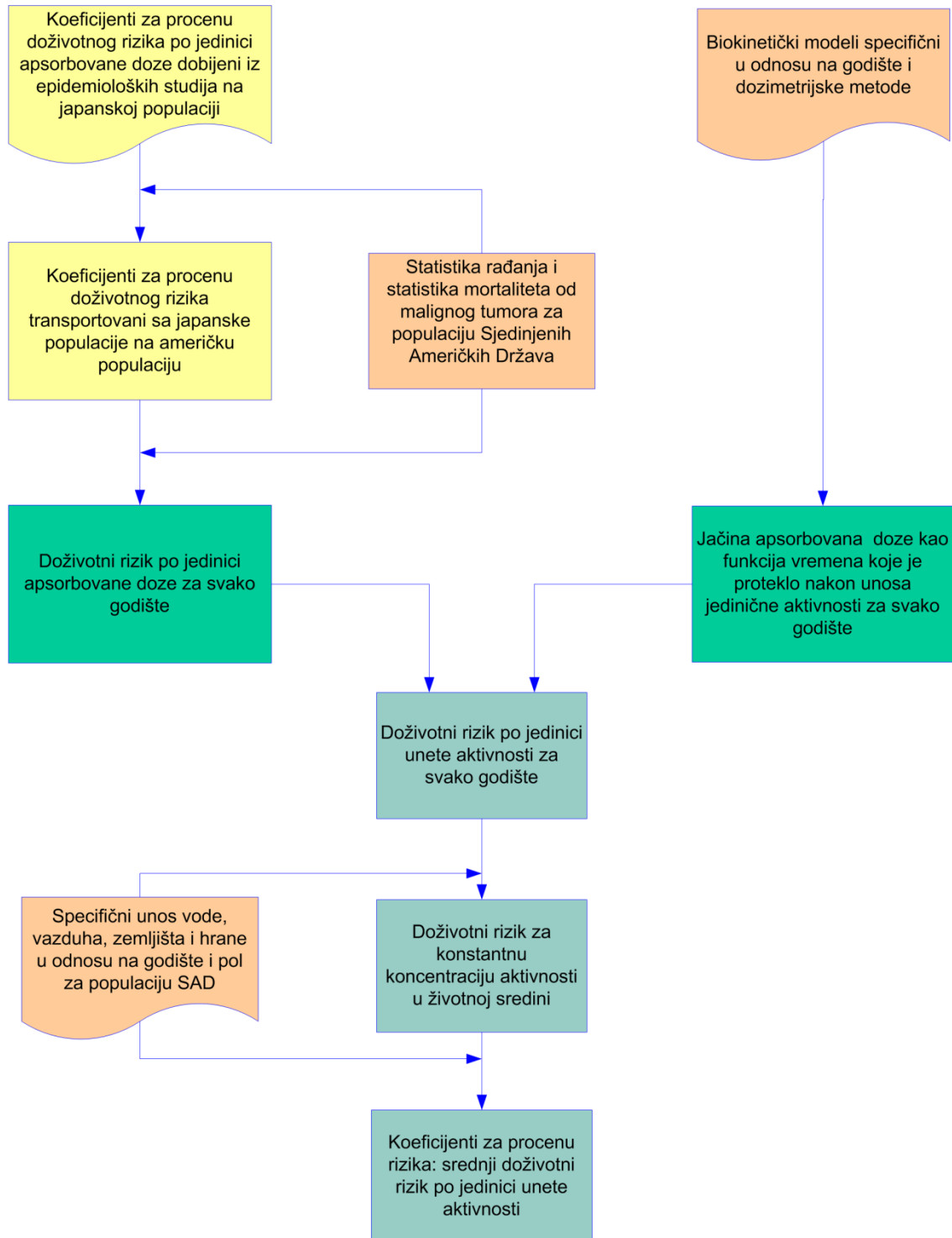
pri čemu je $r(x)$ rizik po jedinici doze specifičan za godišta, a d_e doza po jedinici izlaganja.

Rizik se računa za oba pola, nakon čega se vrši usrednjavanje. Ukoliko se pretpostavi spoljašnje izlaganje konstantnoj aktivnosti radionuklida, usrednjeni doživotni rizik se predstavlja kao:

$$\bar{r}_e = \frac{\int_0^{\infty} r_e(x)S(x)dx}{\int_0^{\infty} S(x)dx}$$

gde je $S(x)$ funkcija preživljavanja usrednjena za oba pola. Ova jednačina se primenjuje za svaku specifičnu vrstu malignog tumora, pri čemu se ukupni rizik dobija sumiranjem pojedinačnih rizika za sve organe. Dati koeficijenti za procenu rizika odnose se na stacionarnu populaciju. Stacionarnu populaciju karakterišu nepromenljive funkcije preživljavanja i konstantni mortaliteti od malignih tumora. Koeficijenti za rizik se interpretiraju kao rizici po jedinici izlaganja za člana populacije izloženog tokom čitavog života konstantnoj koncentraciji radionuklida u životnoj sredini ili usled akutnog izlaganja određenoj koncentraciji radionuklida. Na slici 11 su predstavljene

komponente prilikom dobijanja koeficijenata za procenu rizika od razvijanja malignog tumora sa smrtnim ishodom prema metodologiji Agencije za zaštitu žvite sredine Sjedinjenih Američkih Država [34].



Slika 11. Glavne komponente prilikom proračuna koeficijenata za procenu rizika od razvijanja malignih tumora prema metodologiji EPA [34]

3 Metode

3.1 Definisane ispitivanog područja

Područje Bela Crkva – Vršac zauzima istočni deo Vojvodine, odnosno jug Panonskog basena. Područje se prostire od kotline reke Nere na krajnjem jugoistoku Vojvodine, Vršačkih planina na severu, do Dunava na jugu, Karpatskih planina na istoku, dok je otvorena prema Panonskoj niziji na zapadu. Na teritoriji su zastupljeni vodeni tokovi Dunava, Nere, Karaša i Kanala Dunav-Tisa-Dunav. U okolini Bele Crkve postoji i šest veštačkih jezera, nastalih u udubljenjima iz kojih se vadio šljunak. Na 15 km od Bele Crkve nalazi se Deliblatska peščara koja je poznato izletišta i lovište za krupnu divljač dok je Beograd udaljen 100 km. Područje Bela Crkva – Vršac zauzimaju oranice, livade, pašnjaci, vinogradi, voćnjaci, šume i drugo.

Teren na kojem se prostire kotlina Bele Crkve sačinjen je od neogenih i kvarternih sedimenata (Pleistocen i Holocen), fluvijalnog i eolskog porekla. Oko 70 % terena čine sedimenti nastali za vreme Pleistocena. Najzastupljeniji su alevroliti, eolski les, lesivirana glina. Sedimenti Holocena su najzastupljeniji uz reke Neru i Karaš kao i severno i južno od Vršačkih planina. Najzastupljenije su rečne terase, alevroliti i pesak kao i aluvijalne formacije. Jugoistočne predele čine sedimenti iz Miocena i Pliocena (pesak, glina, alevroliti). Vršačke planine leže na terenu gde su zastupljeni kristalni škriljci, granit, gnajs i škriljci albita i muskovita [74, 75, 76].

Zemljište teritorije opština Bela Crkva - Vršac ima veoma veliki privredni značaj. Pošto se odlikuje velikom plodnošću, pogodno je za zemljoradnju, vinogradarstvo i voćarstvo. Industrijski zagađivači nisu prisutni na teritoriji opštine. Zbog prisustva veštačkih jezera i blizine Deliblatske peščare, opština Bela Crkva predstavlja turistički centar. Zbog specifičnosti podneblja i rastućeg uticaja teritorije kao turističke regije, postoji inicijativa da opština Bela Crkva dobije status nacionalnog parka.

U okviru kompletne geološke karakterizacije datog područja, potrebno je ispitati i radioaktivnost zemljišta i distribuciju radionuklida. Takođe, veoma je bitna i geopatološka analiza koja podrazumeva procenu radijacionog opterećenja stanovništva. Procena zdravstvenog rizika po stanovništvo, od izlaganja prirodnim radionuklidima iz

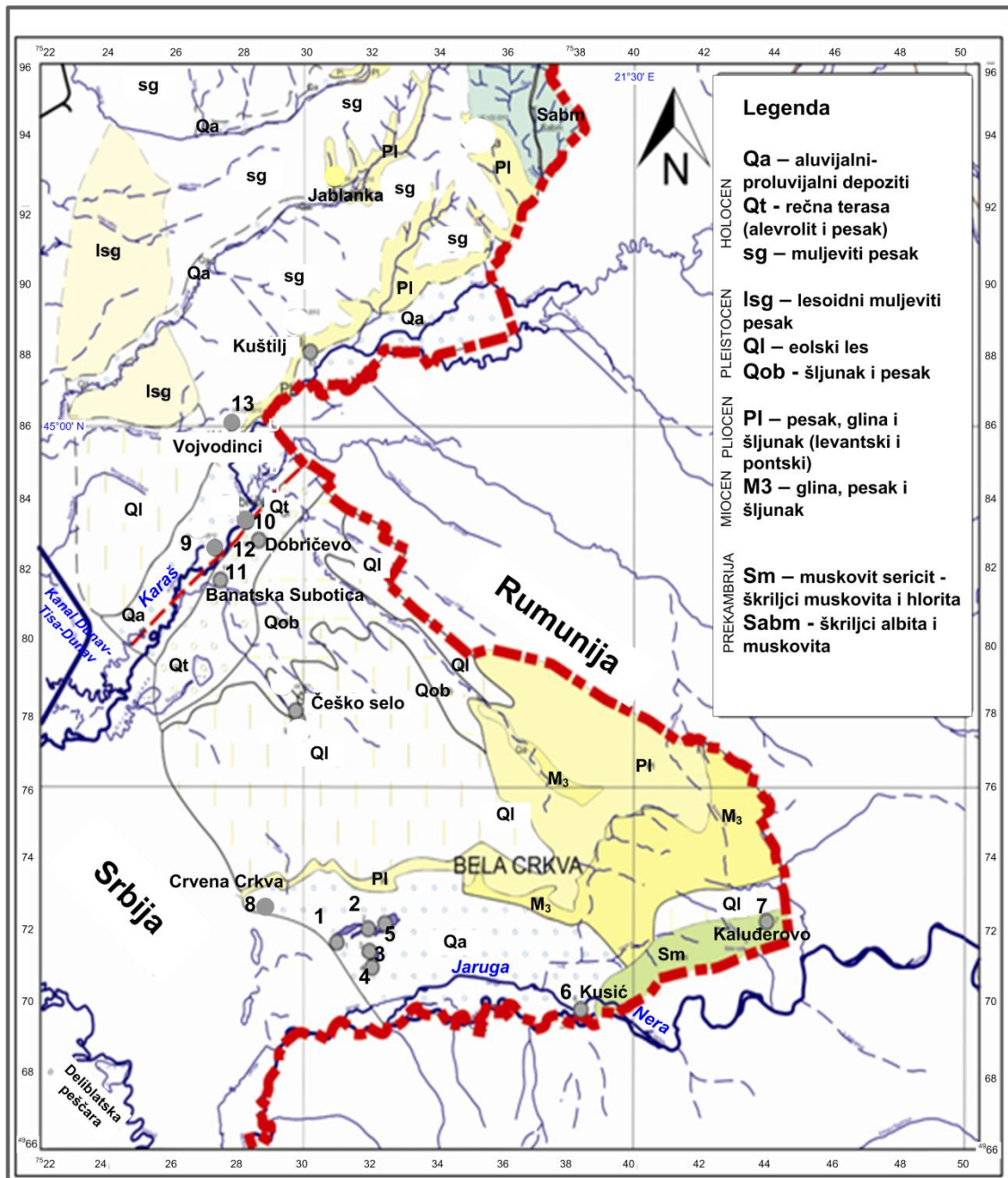
zemljišta, od posebnog je značaja usled dominantne poljoprivredne aktivnosti kao i razvoja turizma koji podrazumeva priliv stanovništva. Poznavanje distribucije radionuklida u zemljištu omogućava planirano korišćenje resursa poput šljunka i peska kao gredevinskog materijala, kao i urbanističko uređenje oblasti u skladu sa geološkim kartama područja prirodne radioaktivnosti.

3.2 Sakupljanje i priprema uzoraka

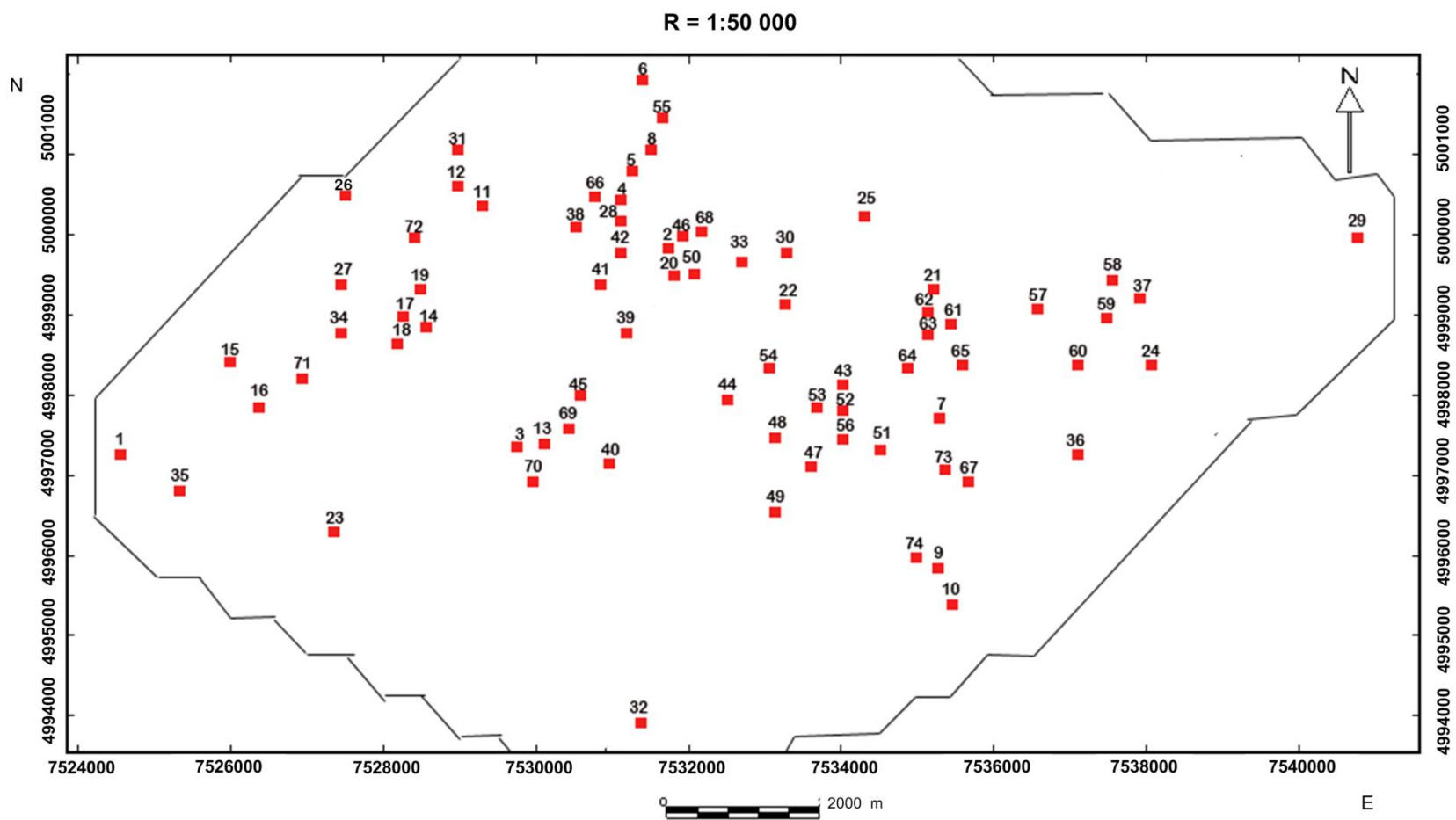
Prilikom određivanja aktivnosti radionuklida iz životne sredine, potrebno je voditi računa o izboru metode uzorkovanja (pravilnom izboru reprezentativnog uzorka, izboru broja i mase uzorka), načinu dopremanja, čuvanja uzoraka i pripreme uzorka za merenje. Sakupljeni uzorci iz životne sredine treba da na najbolji način reprezentuju datu sredinu [77].

Uzorci zemljišta su sakupljeni u okviru tehnološkog projekta Ministarstva za nauku i tehnološki razvoj republike Srbije pod nazivom: „Razvoj metoda etaloniranja i standardizacija uzoraka referentnih materijala i izrada geokarata. Gama-spektrometrijsko ispitivanje uzoraka iz životne sredine“, (Projekat 21011, Republički program, tehnološki razvoj, period 2008-2010). Ukupno 80 uzoraka neobradivog zemljišta sakupljeno je sa 13 lokacija na teritoriji opštine Bela Crkva. Uzorci su sakupljeni sa dubine od (0-5) cm. Dodatnih 74 uzoraka neobradivog zemljišta je sakupljeno na teritoriji Vršaćkih planina. Svi uzorci su osušeni, homogenizovani i usitnjeni do veličine čestica od 0,60 mm. Pripremljeni uzorci težine 0,5 kg postavljeni su u cilindrične posude koje imaju istu geometriju kao i posuda koja je korišćena prilikom kalibracije efikasnosti, nakon čega su zatopljeni epoksi smolom. Uzorci su držani najmanje 3 nedelje pre merenja u cilju dostizanja vekovne ravnoteže između torijuma i radijuma sa svojim potomcima.

Mape ispitivanog područja kao i lokacije sa kojih su uzeti uzorci predstavljene su na slici 12 i slici 13. Mape su izrađene u Gaus-Krigerovoj projekciji sa metarskim koordinatama u referentnom sistemu Herman-Skegel. Y osa predstavlja projekciju ekvatora dok je X osa projekcija meridijana.



Slika 12. Mapa teritorije opštine Bela Crkva sa obeleženim lokacijama sa kojih su sakupljeni uzorci. Lokacije su obeležene brojevima od 1 do 13. Mapu je izradio Vojin Gordanić.



Slika 13. Mapa teritorije Vršackih planina sa obeleženim lokacijama sa kojih su sakupljeni uzorci. Lokacije su obeležene brojevima od 1 do 74. Mapa je izrađena u Gaus-Kriggerovoj projekciji sa metarskim kordinatama u referentnom sistemu Herman-Skegel. Mapu je izradio Vojin Gordanić.

3.3 Gama-spektrometrijska merenja

Metoda gama-spektrometrije se zasniva na detekciji i registraciji efekta usled interakcije γ -zračenja koje je nastalo nakon radioaktivnog raspada nuklida sa materijalom detektora [78]. Gama-spektroskopsko merenje omogućava određivanje energije i broja fotona koje emituje izvor, što se koristi za identifikaciju prisutnih radionuklida i određivanja njihovih aktivnosti. Aktivnost datog radionuklida koji se meri može da se izračuna prema jednačini:

$$A_{E_\gamma} = \frac{N_p}{t I_\gamma(E_\gamma) \varepsilon(E_\gamma) M}$$

gde je N_p broj impulsa ispod određenog pika korigovan na pik fona na datoj energiji E_γ , ε predstavlja efikasnost detektora na energiji E_γ , t je trajanje merenja, I_γ je broj gama-fotona po raspadu radionuklida za dati prelaz na energiji E_γ i M je masa uzorka (kg) iz životne sredine.

Koncentracije aktivnosti radionuklida merene su u radiometrijskoj laboratoriji Instituta za geologiju u Beogradu. Korišćen je germanijumski poluprovodnički spektrometar (HPGe) proizvođača ORTEC sa pratećim elektronskim komponentama i ORTEC softverom za analizu spektara. Relativna efikasnost detektora je 28 % sa energetsom rezolucijom od 2 keV na liniji 1,33 MeV ^{60}Co . Proširena merna nesigurnost određenih koncentracija aktivnosti ($k = 2$) iznosi 15 %.

3.3.1 Etaloniranje detektora

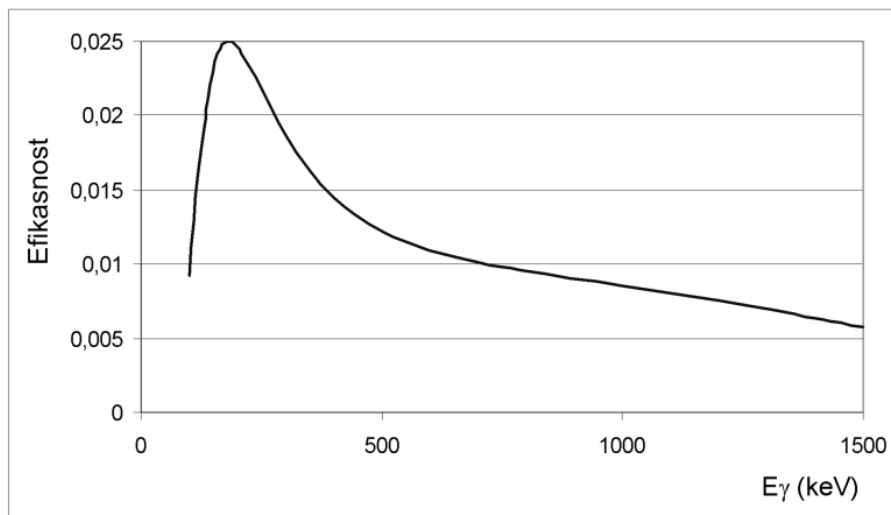
Pre merenja spektara izvora od interesa, potrebno je izvršiti etaloniranje spektrometra, kako energetska kalibraciju tako i kalibraciju na efikasnost i proveru linearnosti odziva. Energetska kalibracija omogućava povezivanje pozicije pikova u spektru sa odgovarajućim energijama gama-zraka za poznate izvore, odnosno povezivanje kanala multikanalnog analizatora sa energijom apsorbovanom u detektoru. Multikanalni analizator treba da karakteriše linearni odziv u čitavom opsegu energija. Energetska kalibracija se izvodi merenjem spektra kalibracionih izvora koji emituju gama-fotone sa poznatim energijama tako da je moguće povezati dobijene pozicije pikova sa poznatom

energijom gama-fotona. Tada je moguće u nepoznatim uzorcima, na osnovu prethodno urađene energetske kalibracije, identifikovati radionuklide na osnovu dobijenih pikova na određenim energijama.

U gama-spektrometriji, pored određivanja energija upadnih fotona, potrebno je povezati površinu ispod pika pune energije sa aktivnošću izvora. Apsolutna efikasnost pika ukupne energije predstavlja odnos površine pika ukupne energije u merenom spektru prema broju gama-fotona emitovanih iz izvora. Veličina zavisi od geometrije izvor-detektor i na osnovu nje se računa aktivnost radionuklida u izvoru. Efikasnost pika ukupne energije ε , predstavlja se kao:

$$\varepsilon = \frac{R}{Sp\gamma}$$

pri čemu je R (s^{-1}) brzina brojanja pod vrhom ukupne energije, S (Bq) je jačina izvora, $p\gamma$ je verovatnoća emisije gama-zraka date energije. Na osnovu merenja većeg boja gama zraka različitih energija konstruiše se kriva zavisnosti efikasnosti od energije.



Slika 14. Kriva zavisnosti efikasnosti detektora od energije [79].

Energetska kalibracija je izvršena sa sledećim sertifikovanim referentnim materijalima za radioaktivnost: (1) NBL 103 (USAEC). Sadržaj U 0,05 %; (2) NBL 107, 0,1 % Th; (3) K u formi KCl; (4) Sertifikovan mešan izvor, Amarsham, 1988 (^{55}Fe , ^{60}Co , ^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{241}Am). Koncentracije aktivnosti ^{232}Th merene su preko gama-linija: ^{212}Pb

(238 keV), ^{208}Tl (583 keV), ^{212}Bi (727 keV), ^{228}Ac (911 keV). Koncentracije aktivnosti ^{238}U merene su preko gama-linija ^{214}Pb (352 keV), ^{214}Bi (609 keV). Koncentracije aktivnosti ^{40}K merene su preko sopstvene gama-linije na 1 460 keV. Isti sertifikovani referentni materijali za radioaktivnost su korišćenji i za određivanje efikasnosti detektora.

3.4 Određivanje jačine apsorbovane doze u detektoru od tkivno-ekvivalentnog materijala koji se nalazi u vazduhu

3.4.1 MCNP program

MCNP kod razvijen je u Nacionalnoj laboratoriji u Los Alamosu u SAD i bavi se problematikom pojedinačnog transporta neutrona, protona i elektrona ili kombinovanog transporta neutrona/fotona (gde fotoni nastaju prilikom neutronske interakcije), neutrona/fotona/elektrona, fotona/elektrona ili elektrona/fotona. Energije neutrona sa kojima je moguće raditi u okviru koda su od 10 MeV do 150 MeV, energije fotona su od 1 keV do 100 GeV dok su energije elektrona 1 keV do 1 GeV [80].

Korisnik kreira ulaznu datoteku koju učitava MCNP kod. Datoteka sadrži sledeće informacije [80]:

- geometrija u okviru koje se prati transport čestica. Delovi geometrije, zone, su opisani površinama prvog i drugog reda kao i eliptičnim torusima;
- opis materijala od kojeg su sačinjeni elementi date geometrije;
- karakterizacija izvora i definisanje njegove pozicije i distribucije u datoj geometriji. Definisane energije i smeru emitovanih čestica;
- definisan zadatak koji želimo da bude rešen odnosno određen potprogram koji proračunava raspodelu željene izlazne veličine iz simulacije. MCNP koristi različite potprograme koji računaju flukseve čestica kroz definisane površine ili depoziciju energije u okviru određenog definisanog delova geometrije. Program omogućava računanje fluksa usrednjenog po površini simuliranog detektora kao i procenu apsorbovane doze po jediničnoj aktivnosti izvora;

- izabrana tehnika redukcije varijanse u svrhu poboljšanja efikasnosti. Merna nesigurnost rezultata se smanjuje sa porastom broja istorija, međutim to dovodi do porasta vremena izvršenja zadatka. Neke od tehnika koje se koriste da bi se smanjila merna nesigurnost i u isto vreme skratilo vreme koje je potrebno programu da izvrši zadatak podrazumevaju uzimanje u obzir samo nekih delova geometrije ili ograničavanje energija za koje se smatra da ne utiču značajno na rezultat. Takođe, delovima geometrije se dodeljuju težinski faktori tako da neće isti broj čestica biti praćen u svakom delu faznog prostora.

Program računa relativnu mernu nesigurnost u , koja je obrnuto srazmerna kvadratnom korenu iz broja istorija N . Prema centralnoj graničnoj teoremi, kad N teži beskonačnosti, postoji verovatnoća od približno 68 % da će se prava vrednost merene veličine x (koja i dalje ostaje nesaznatljiva) naći u granicama $x(1 \pm u)$, i iznosi približno 95 % verovatnoće da će se naći u granicama $x(1 \pm 2u)$. Dobijene granice govore o preciznosti samog proračuna i zavise od statističkih fluktuacija prilikom uzorkovanja raspodela. Same granice zavise i od tipa potprograma, tehnike redukcije varijanse i broja istorija. Nesigurnost samog koda i modela ne uzimaju se u obzir. Smatra se da je rezultat generalno pouzdan ukoliko je relativna merna nesigurnost manja od 0,10.

3.4.2 Numerički eksperiment

Za procenu apsorbovane doze u detektoru od tkivno-ekvivalentnog materijala u vazduhu na visini 1 m iznad zemljišta, korišćeni su konverzioni faktori dobijeni uz pomoć Monte Karlo koda MCNPX-2.7.0.

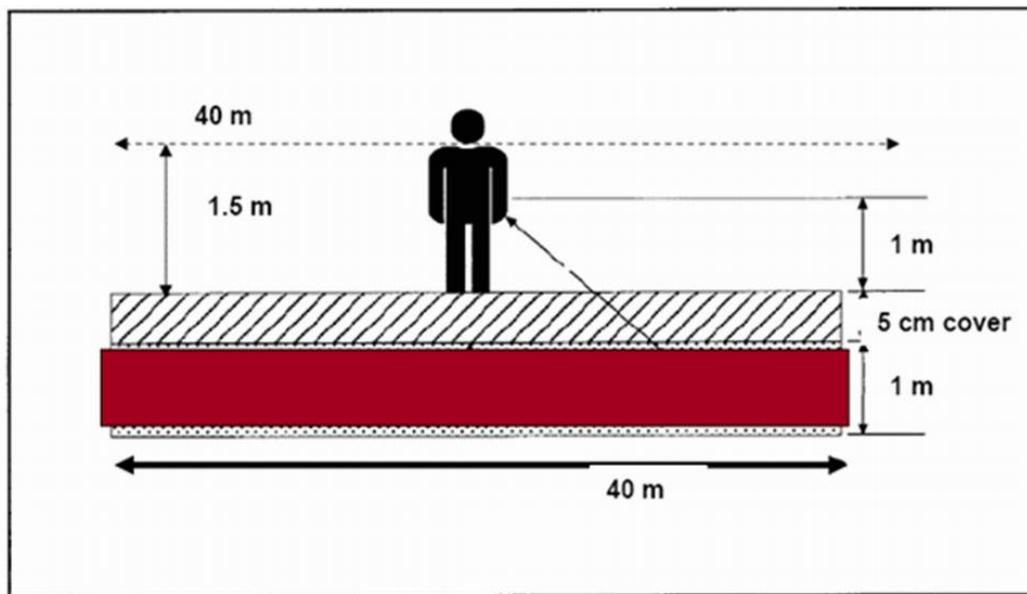
Ulazni podaci neophodni za simulaciju tiču se: geometrije, karakterizacije materijala kao i distribucije izvora. Izlazna veličina iz simulacije predstavlja distribuciju energetskog fotonskog fluksa po jedinici aktivnosti po jedinici mase tla.

Geometrija. Simulacija je rađena u 2π geometriji. Tlo je predstavljeno kao kvadar dimenzija (40×40×1) m. Iznad zemljišta nalazi se vazduh koji je predstavljen kao kvadar dimenzija (40×40×1,5) m. Da bi se odredila distribucija energetskog fotonskog fluksa, simuliran je kvadratni virtuelni detektor stranice 2 m od tkivno-ekvivalentnog materijala (TEM), koji je postavljen u vazduhu na visini 1 m od tla. Nisu uzimane u

obzir energije ispod 50 keV (neznačajno doprinose apsorbiranoj dozi) kao i iznad 2 614 keV. Geometrija je prikazana na slici 15.

Karakterizacija materijala. Pretpostavljeno je da se tlo sastoji od: 2,1% C , 7,3% Al, 3,9% Fe, 1,4% Ca, 0,9% K, 0,6% Na, 0,5% Mg, 0,1% N, 50,1% O, 32,7% Si, 0,4%Ti, pri čemu je pretpostavljena gustina od 2,3 g/cm³ [81]. Pretpostavljena gustina vazduha iznosila je 1,29 kg/m³, dok je pretpostavljeni sastav vazduha bio 21 % O i 79 % N.

Distribucija izvora. Pretpostavljena je uniformna distribucija izvora u zemljištu sa različitim fotonskim energijama u opsegu između 200 keV i 3 000 keV. Broj emitovanih fotona (broj istorija) iznosio je 2×10⁶.



Slika 15. Definisana geometrija za koju je rađena simulacija [82].

Apsorbovana doza u detektoru od tkivno-ekvivalentnog materijala na visini od 1 m iznad zemljišta, računata je prema jednačini:

$$D = A_E D_{CF(TEM)}$$

pri čemu je A_E – izmerena koncentracija aktivnosti (Bq/kg) datog radionuklida, $D_{CF(TEM)}$ – konverzioni faktor ((nGy/h)/(Bq/kg)). Konverzioni faktor se dobija iz distribucije energetskog fotonskog fluksa po jedinici aktivnosti po jedinici mase tla, $\Phi(E)$, koji se sastoji od rasejanog i nerasejanog fluksa za detektor od tkivno-ekvivalentnog materijala.

Na osnovu dobijene distribucije energetskog fotonskog fluksa po jedinici aktivnosti po jedinici mase tla za detektor od tkivno-ekvivalentnog materijalau vazduhu na visini 1 m od tla, može da se proceni konverzioni faktor za kolizionu kermu za tkivno-ekvivalentni detektor:

$$Kcol_{CF} = \sum_{i=1}^{i=n} (\mu_a / \rho_a)(E_i) \times E_i \times \varphi_i(E_i)$$

gde je: E_i – srednja energija energetskog opsega i ; $\Phi_i(E_i)$ – fotonski fluks po jedinici aktivnosti po jedinici mase tla u energetskom pojasu i ; $(\mu_a/\rho_a)(E_i)$ – maseni koeficijent apsorpcije za materijal detektora u energetskom pojasu i . Ukoliko se pretpostavi da je uspostavljena elektronska ravnoteža mogu da se izjednače koliziona kerma i apsorbovana doza za tkivno-ekvivalentni detektor.

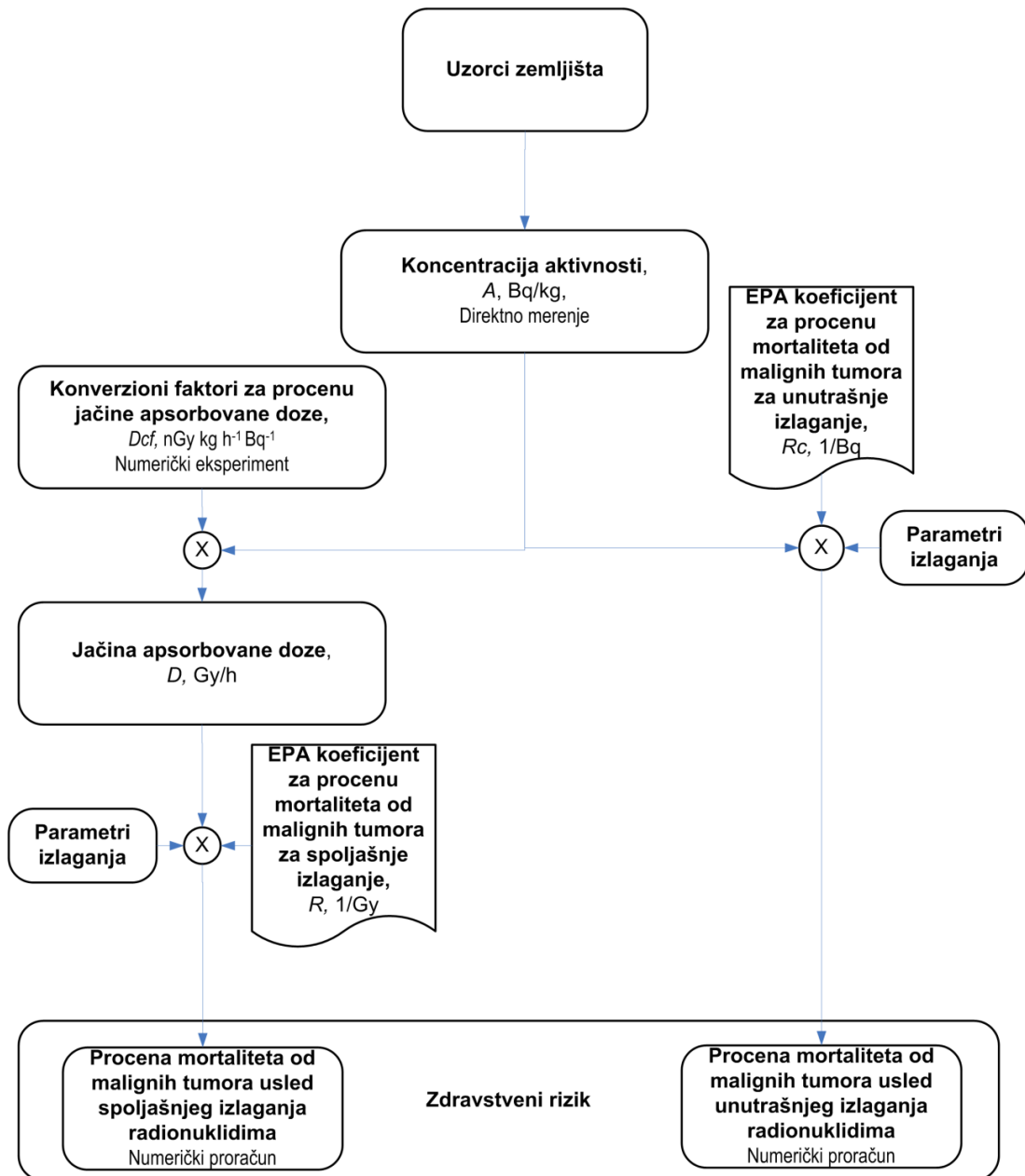
3.5 Procena radijacionog zdravstvenog rizika od razvijanja malignog tumora kod stanovništva i procena nesigurnosti izračunatih rizika

Procena rizika od obolevanja i smrti od kancera kod stanovništva računata je za izlaganje prirodnim radionuklidima (^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K) putem inhalacije i ingestije kao i za izlaganje iz spoljašnje sredine. Koeficijenti za proračun radijacionog rizika od oboljevanja i smrti od kancera kod stanovništva, mogu da se preuzmu iz odgovarajućih uputstava koje je objavila Agencija za zaštitu životne sredine Sjedinjenih Američkih Država (EPA) [34]. Predloženi koeficijenti su usrednjeni u odnosu na distribuciju godišta i pola za stacionarnu populaciju, čije su karakteristike, poput funkcije preživljavanja i stope rađanja i smrtonosti, preuzete iz demografske statistike Sjedinjenih Američkih Država. Koeficijenti za rizik se interpretiraju kao srednji rizik po jedinici izlaganja za članove populacije koji su ceo život izloženi konstantnoj koncentraciji aktivnosti radionuklida u životnoj sredini ili za akutno izlaganje u okviru određenog vremenskog perioda.

Nesigurnosti izračunatih rizika su procenjene na osnovu dve metode: metodom Monte Karlo i metodom prema GUM-u. U poglavlju *Pregled literature* su detaljno opisane obe metode. Simulacija uzorkovanja vrednosti ulaznih veličina u modelu u skladu sa

odgovarajućim funkcijama gustina raspodele verovatnoće koje ih prate, rađena je korišćenjem programa *Mathematica*.

Koraci koji su korišćeni prilikom procene zdravstvenog rizika u ovom radu predstavljeni su na slici 16.



Slika 16. Koraci koji su korišćeni u radu prilikom procene zdravstvenog rizika.

4 Rezultati i diskusija

4.1 Rezultati određivanja koncentracija aktivnosti prirodnih radionuklida i koncentracije elemenata iz gama-spektrometrijskih merenja radioaktivnosti zemljišta na teritoriji Bela Crkva-Vršac

Prikupljeni uzorci zemljišta na teritoriji Bela Crkva-Vršac su mereni gama-spektrometrijskom metodom radi određivanja koncentracije aktivnosti radionuklida ^{238}U , ^{232}Th i ^{40}K . Masene koncentracije elemenata U, Th i K mogu da se preračunaju iz dobijenih koncentracija aktivnosti (Bq/kg) na osnovu formule:

$$F_E = \frac{M_E C}{\lambda_{E,i} N_A f_{E,i}} A_{E,i}$$

gde je F_E - frakcija elementa E u uzorku, M_E - atomska masa (kg mol^{-1}), $\lambda_{E,i}$ - konstanta raspada radionuklida i elementa E (s^{-1}) koji se meri, $f_{E,i}$ - zastupljenost radionuklida u prirodi (atomska frakcija), $A_{E,i}$ - koncentracija aktivnosti datog radionuklida (Bq kg^{-1}), N_A - Avogadrov broj ($6,023 \times 10^{23}$ atoma po molu), C - konstanta sa vrednošću od 1 000 000 da bi se dobila masena koncentracija u mg/kg.

U tabeli 6 prikazani su rezultati dobijenih koncentracija aktivnosti prirodnih radionuklida na osnovu gama-spektrometrijskog merenja prikupljenih uzoraka za 13 lokacija na teritoriji opštine Bela Crkva. Takođe, naglašen je i matični tip podloge za svaku lokaciju. U tabeli 7 su predstavljene vrednosti izračunatih masenih koncentracija elemenata U, Th i K za date lokacije na teritoriji opštine Bela Crkva. U tabeli 8 predstavljeni su rezultati određenih koncentracija aktivnosti i masenih koncentracija elemenata za uzorke prikupljene na teritoriji Vršačkih planina.

Tabela 6. Izmerene koncentracije aktivnosti (Bq/kg) radionuklida ^{232}Th , ^{238}U i ^{40}K , za 13 lokacija na teritoriji opštine Bela Crkva. Proširena merna nesigurnost gama-spektrometrijskog merenja je 15 % ($k=2$).

| Broj | Lokacija | ^{232}Th (Bq/kg) | ^{238}U (Bq/kg) | ^{40}K (Bq/kg) | Matična podloga i tip zemljišta |
|------|---------------------------------------|------------------------------|-----------------------------|----------------------------|---|
| 1 | Bela Crkva - Vračevgajsko jezero 1 | 48,7±7,3 | 44,7±6,7 | 598±90 | Aluvijalni – proluvijalni depoziti, Aluvijalno (Fluvisol) |
| 2 | Bela Crkva - Vračevgajsko jezero 2 | 33,7±5,0 | 35,7±5,4 | 538±81 | |
| 3 | Bela Crkva - Šaransko jezero | 40,1±6,0 | 38,8±5,8 | 513±77 | |
| 4 | Bela Crkva - Šljunkara | 28,3±4,2 | 39,7±4,5 | 495±74 | Muskovit-sericit, muskovit i hloritski škriljac Gajnjača (Cambisol) |
| 5 | Bela Crkva - Glavno jezero | 25,7±3,9 | 27,0±4,1 | 522±78 | |
| 6 | Kusić - reka Nera | 38,5±5,8 | 35,4±5,3 | 513±77 | Aluvijalni – proluvijalni depoziti, Aluvijalno (Fluvisol) |
| 7 | Kaluđerovo | 39,0±5,8 | 37,4±5,6 | 477±72 | |
| 8 | Crvena Crkva | 40,4±6,1 | 41,9±6,3 | 492±74 | |
| 9 | Reka Karaš 1 | 38,7±5,8 | 28,3±4,2 | 492±74 | Rečna terasa (Pesak i alevrolit) Černozem |
| 10 | Reka Karaš 2 | 32,6±4,9 | 24,4±3,7 | 420±63 | |
| 11 | Banatska Subotica | 37,7±5,7 | 34,7±5,2 | 574±86 | Muljeviti pesak Aluvijalno (Fluvisol) |
| 12 | Dobričevo | 45,1±6,8 | 43,2±6,5 | 547±82 | |
| 13 | Vojvodinci | 43,7±6,6 | 36,6±5,5 | 513±77 | |

Tabela 7. Koncentracije uranijuma, torijuma i kalijuma u uzorcima prikupljenim na teritoriji opštine Bela Crkva.

| Broj | Lokacija | Th (mg/kg) | U (mg/kg) | K (%) | Th/U |
|------|---------------------------------------|---------------|--------------|-------|------|
| 1 | Bela Crkva - Vračevgajsko jezero 1 | 12,04 | 3,46 | 1,98 | 3,48 |
| 2 | Bela Crkva - Vračevgajsko jezero 2 | 8,32 | 2,76 | 1,78 | 3,01 |
| 3 | Bela Crkva - Šaransko jezero | 9,92 | 3,00 | 1,70 | 3,31 |
| 4 | Bela Crkva - Šljunkara | 6,99 | 2,30 | 1,64 | 3,04 |

| Broj | Lokacija | Th | U | K (%) | Th/U |
|------|-------------------------------|---------|---------|-------|------|
| | | (mg/kg) | (mg/kg) | | |
| 5 | Bela Crkva - Glavno jezero | 6,36 | 2,09 | 1,73 | 3,04 |
| 6 | Kusić - reka Nera | 9,51 | 2,74 | 1,70 | 3,47 |
| 7 | Kaluđerovo | 9,64 | 2,89 | 1,58 | 3,34 |
| 8 | Crvena Crkva | 10,00 | 3,24 | 1,63 | 3,09 |
| 9 | Reka Karaš 1 | 9,58 | 2,19 | 1,63 | 4,37 |
| 10 | Reka Karaš 2 | 8,07 | 1,89 | 1,39 | 4,27 |
| 11 | Banatska Subotica | 9,32 | 2,68 | 1,90 | 3,48 |
| 12 | Dobričevo | 11,16 | 3,34 | 1,81 | 3,34 |
| 13 | Vojvodinci | 10,80 | 2,83 | 1,70 | 3,82 |

Tabela 8. Izmerene koncentracije aktivnosti radionuklida ^{232}Th , ^{238}U i ^{40}K (Bq/kg) i masene koncentracije (mg/kg), na teritoriji Vršачkih planina. Proširena merna nesigurnost gama-spektrometrijskog merenja je 15 % ($k=2$).

| Broj uzorka | ^{232}Th (Bq/kg) | ^{238}U (Bq/kg) | ^{40}K (Bq/kg) | Th mg/kg | U mg/kg | K % | Th/U |
|----------------|------------------------------|-----------------------------|-------------------------|-------------|------------|------|--------------|
| 1 | 4,97±0,75 | 7,5±1,1 | 1590±240 | 1,23 | 0,58 | 5,27 | 2,12 |
| 2 | 41,8±6,3 | 14,6±2,2 | 1190±180 | 10,33 | 1,13 | 3,93 | 9,14 |
| 3 | 25,8±3,9 | 43,6±6,5 | 1120±170 | 6,38 | 3,37 | 3,72 | 1,89 |
| 4 | 19,3±2,9 | 10,6±1,6 | 550±82 | 4,77 | 0,82 | 1,82 | 5,82 |
| 5 | 24,6±3,7 | 11,1±1,7 | 1080±160 | 6,07 | 0,86 | 3,58 | 7,06 |
| 6 | 47±7,00 | 30,0±4,5 | 1040±160 | 11,54 | 2,32 | 3,43 | 4,97 |
| 7 | 71±11 | 52,0±7,9 | 1140±170 | 17,44 | 4,09 | 3,79 | 4,26 |
| 8 | 71±11 | 14,7±2,2 | 1040±160 | 17,50 | 1,14 | 3,44 | 15,35 |
| 9 | 76±11 | 10,0±1,5 | 441±66 | 18,72 | 0,77 | 1,46 | 24,31 |
| 10 | 48,7±7,3 | 12,2±1,8 | 710±110 | 12,04 | 0,94 | 2,35 | 12,81 |
| 11 | 40,2±6,0 | 57,0±8,6 | 900±140 | 9,94 | 4,41 | 2,97 | 2,25 |
| 12 | 54,3±8,2 | 12,3±1,8 | 1000±150 | 13,43 | 0,95 | 3,32 | 14,14 |
| 13 | 44,2±6,7 | 72,0±10,8 | 1140±170 | 10,94 | 5,57 | 3,76 | 1,96 |
| 14 | 43,1±6,5 | 27,3±4,1 | 1030±160 | 10,66 | 2,11 | 3,42 | 5,05 |
| 15 | 90±13 | 25,0±3,7 | 1300±200 | 22,20 | 1,93 | 4,35 | 11,50 |
| 16 | 47,5±7,1 | 30,4±4,6 | 920±140 | 11,75 | 2,35 | 3,04 | 5,00 |
| 17 | 51,8±7,8 | 43,8±6,6 | 1050±160 | 12,81 | 3,39 | 3,47 | 3,78 |
| 18 | 50,8±7,6 | 24,1±3,6 | 940±140 | 12,56 | 1,86 | 3,10 | 6,75 |

| Broj uzorka | ²³² Th (Bq/kg) | ²³⁸ U (Bq/kg) | ⁴⁰ K(Bq/kg) | Th mg/kg | U mg/kg | K % | Th/U |
|----------------|------------------------------|-----------------------------|------------------------|-------------|------------|------|--------------|
| 19 | 53,1±8,0 | 37,9±5,7 | 940±140 | 13,14 | 2,93 | 3,12 | 4,48 |
| 20 | 35,8±5,4 | 28,1±4,2 | 1430±210 | 8,85 | 2,17 | 4,72 | 4,08 |
| 21 | 30,6±4,6 | 25,9±3,9 | 628±94 | 7,58 | 2,00 | 2,08 | 3,79 |
| 22 | 38,8±5,8 | 17,1±2,6 | 519±78 | 9,60 | 1,32 | 1,72 | 7,27 |
| 23 | 51,6±7,8 | 20,6±3,1 | 850±130 | 12,77 | 1,59 | 2,82 | 8,03 |
| 24 | 31,4±4,7 | 20,4±3,1 | 700±100 | 7,77 | 1,58 | 2,21 | 4,92 |
| 25 | 22,1±3,3 | 12.16±1,8 | 82±12 | 5,46 | 0,94 | 0,27 | 5,81 |
| 26 | 19,0±2,9 | 18,1±2,7 | 1600±240 | 4,70 | 1,40 | 5,30 | 3,36 |
| 27 | 36,8±5,5 | 7,0±1,0 | 850±130 | 9,10 | 0,54 | 2,83 | 16,85 |
| 28 | 10,1±1,5 | 25,4±3,8 | 160±24 | 2,49 | 1,96 | 0,53 | 1,27 |
| 29 | 42,5±6,4 | 15,1±2,3 | 1170±180 | 10,52 | 1,17 | 3,87 | 8,99 |
| 30 | 91±14 | 55,2±8,3 | 730±110 | 22,38 | 4,27 | 2,41 | 5,24 |
| 31 | 1,00±0,15 | 10,0±1,5 | 1300±200 | 0,22 | 0,77 | 4,41 | 0,29 |
| 32 | 45,3 ± 6,8 | 19,3±2,9 | 510±77 | 11,19 | 1,49 | 1,69 | 7,51 |
| 33 | 29,9±4,5 | 28,5±4,3 | 3000±450 | 7,40 | 2,20 | 9,92 | 3,36 |
| 34 | 49,7±7,5 | 36,3±5,5 | 850±130 | 12,28 | 2,81 | 2,81 | 4,37 |
| 35 | 49,1±7,4 | 40,2±6,0 | 1040±160 | 12,15 | 3,11 | 3,44 | 3,91 |
| 36 | 42,4±6,4 | 31,9±4,8 | <1 | 10,48 | 2,47 | - | 4,24 |
| 37 | 15,5±2,3 | 41,3±6,2 | 1490±220 | 3,84 | 3,19 | 4,94 | 1,20 |
| 38 | 30,1±4,5 | 33,0±4,9 | 1260±190 | 7,44 | 2,55 | 4,18 | 2,92 |
| 39 | 32,6±4,9 | 24,1±3,6 | 1230±190 | 8,07 | 1,86 | 4,08 | 4,34 |
| 40 | 44,6±6,7 | 25,6±3,8 | 1480±220 | 11,02 | 1,98 | 4,90 | 5,57 |
| 41 | 31,8±4,8 | 28,8±4,3 | 1500±230 | 7,85 | 2,23 | 4,97 | 3,52 |
| 42 | 37,3±5,6 | 29,9±4,5 | 1470±220 | 9,21 | 2,31 | 4,88 | 3,99 |
| 43 | 43,3±6,5 | 34,8±5,2 | 400±60 | 10,71 | 2,69 | 1,33 | 3,98 |
| 44 | 43,0±6,4 | 28,2±4,2 | 1400±210 | 10,62 | 2,18 | 4,62 | 4,87 |
| 45 | 39,3±5,9 | 37,8±5,7 | 1370±210 | 9,72 | 2,92 | 4,55 | 3,33 |
| 46 | 3,40±0,51 | 3,2±0,5 | 1530±230 | 0,84 | 0,25 | 5,08 | 3,36 |
| 47 | 42,6±6,4 | 29,4±4,4 | 338±51 | 10,54 | 2,27 | 1,12 | 4,64 |
| 48 | 48,6±7,3 | 27,3±4,1 | 462±69 | 12,01 | 2,09 | 1,53 | 5,75 |
| 49 | 48,9±7,3 | 25,4±3,8 | 470±70 | 12,09 | 1,96 | 1,54 | 6,17 |
| 50 | 47,8±7,2 | 23,3±3,5 | 1300±200 | 11,83 | 1,80 | 4,43 | 6,57 |
| 51 | 62,3±9,4 | 57,0±8,6 | 1160±170 | 15,41 | 4,41 | 3,83 | 3,49 |
| 52 | 44,5±6,7 | 32,2±4,8 | 429±64 | 11,00 | 2,49 | 1,42 | 4,42 |
| 53 | 54,8±8,2 | 40,6±6,1 | 700±110 | 13,55 | 3,14 | 2,33 | 4,32 |
| 54 | 31,5±4,7 | 29,6±4,4 | 302±45 | 7,80 | 2,29 | 1,00 | 3,41 |
| 55 | 37,8±5,7 | 29,5±4,4 | 1160±170 | 9,35 | 2,28 | 3,83 | 4,10 |
| 56 | 50,6±7,6 | 32,6±4,9 | 860±130 | 12,50 | 2,52 | 2,85 | 4,96 |

| Broj uzorka | ²³² Th (Bq/kg) | ²³⁸ U (Bq/kg) | ⁴⁰ K(Bq/kg) | Th mg/kg | U mg/kg | K % | Th/U |
|-------------|---------------------------|--------------------------|------------------------|----------|---------|------|--------------|
| 57 | 44,7±6,7 | 23,4±3,5 | 480±72 | 11,04 | 1,81 | 1,59 | 6,10 |
| 58 | 40,4 ± 6,1 | 36,0±5,4 | 583±87 | 10,00 | 2,78 | 1,93 | 3,60 |
| 59 | 49,7±7,5 | 24,2±3,6 | 1010±150 | 12,29 | 1,87 | 3,33 | 6,57 |
| 60 | 23,9±3,6 | 11,6±1,7 | 112±17 | 5,90 | 0,90 | 0,37 | 6,56 |
| 61 | 58,0±8,7 | 41,6±6,2 | 930±140 | 14,34 | 3,22 | 3,08 | 4,45 |
| 62 | 53,6±8,0 | 12,0±1,8 | 400±60 | 13,25 | 0,93 | 1,33 | 14,25 |
| 63 | 57,5±8,6 | 6,9±1,0 | 330±50 | 14,21 | 0,53 | 1,10 | 26,81 |
| 64 | 13,4±2,0 | 16,4±2,5 | 281±42 | 3,32 | 1,27 | 0,93 | 2,61 |
| 65 | 46,5±7,0 | 19,0±2,9 | 480±72 | 11,50 | 1,47 | 1,59 | 7,82 |
| 66 | 41,3±6,2 | 25,2±3,8 | 1620±240 | 10,20 | 1,95 | 5,38 | 5,23 |
| 67 | 89±13 | 48,5±7,3 | 1480±220 | 22,08 | 3,75 | 4,91 | 5,89 |
| 68 | 52,7±7,9 | 24,1±3,6 | 960±150 | 13,02 | 1,86 | 3,19 | 7,00 |
| 69 | 8,2±1,2 | 11,5±1,7 | 820±120 | 2,02 | 0,89 | 2,73 | 2,27 |
| 70 | 44,3±6,7 | 25,7±3,9 | 1630±240 | 10,96 | 1,99 | 5,39 | 5,51 |
| 71 | 53,0±8,0 | 43,8±6,6 | 1300±200 | 13,10 | 3,39 | 4,37 | 3,87 |
| 72 | 45,6±6,9 | 34,5±5,2 | 900±140 | 11,27 | 2,67 | 2,99 | 4,22 |
| 73 | 44,6±6,7 | 21,7±3,3 | 223±34 | 11,02 | 1,68 | 0,74 | 6,56 |
| 74 | 34,9±5,2 | 24,3±3,6 | 270±40 | 8,63 | 1,88 | 0,88 | 4,59 |

* U koloni sa vrednostima odnosa Th/U, označene su one vrednosti koje izlaze iz intervala proširene kombinovane nesigurnosti aritmetičke sredine odnosa Th/U ($k = 3$).

Srednja vrednost koncentracije aktivnosti za teritoriju opštine Bela Crkva iznosi 37,9 Bq/kg za ²³²Th, 35,9 Bq/kg za ²³⁸U i 515 Bq/kg za ⁴⁰K. Medijana iznosi 38,7 Bq/kg za ²³²Th, 36,6 Bq/kg za ²³⁸U i 513 Bq/kg za ⁴⁰K. Koncentracije aktivnosti radionuklida variraju u opsegu od 25,7 Bq/kg (Bela Crkva - Glavno jezero) do 48,7 Bq/kg (Bela Crkva - Vračevgajsko jezero 1) za ²³²Th; od 24,4 Bq/kg (Reka Karaš 2) do 44,7 Bq/kg (Bela Crkva - Vračevgajsko jezero 1) za ²³⁸U; od 420 Bq/kg (Reka Karaš 2) do 598 Bq/kg (Bela Crkva - Vračevgajsko jezero 1) za ⁴⁰K. Sve navedene minimalne i maksimalne vrednosti koncentracija aktivnosti radionuklida ²³²Th, ²³⁸U i ⁴⁰K, odnose se na aluvijalno zemljište.

Srednja vrednost koncentracije aktivnosti za teritoriju Vršackih planina iznosi 42,2 Bq/kg za ²³²Th, 27,6 Bq/kg za ²³⁸U i 945 Bq/kg za ⁴⁰K. Medijana iznosi 43,8 Bq/kg za ²³²Th, 26,4 Bq/kg za ²³⁸U i 953 Bq/kg za ⁴⁰K. Koncentracije aktivnosti radionuklida variraju u opsegu od 1,0 Bq/kg do 90,5 Bq/kg za ²³²Th; od 27,6 Bq/kg do 72,0 Bq/kg za ²³⁸U; od 81,5 Bq/kg do 3000 Bq/kg za ⁴⁰K.

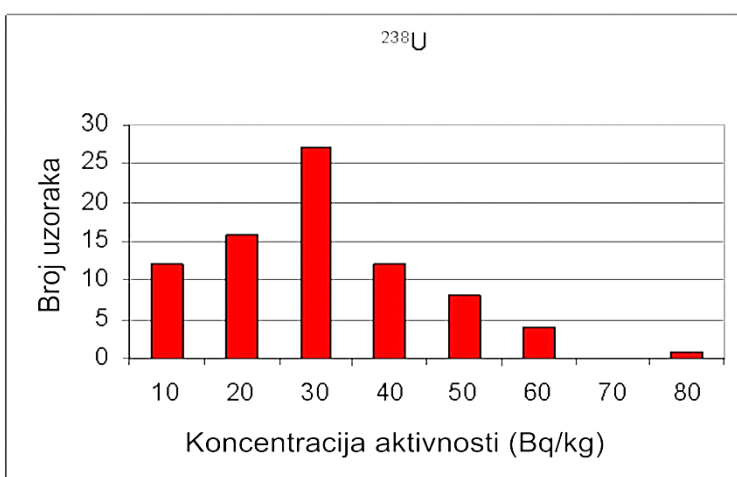
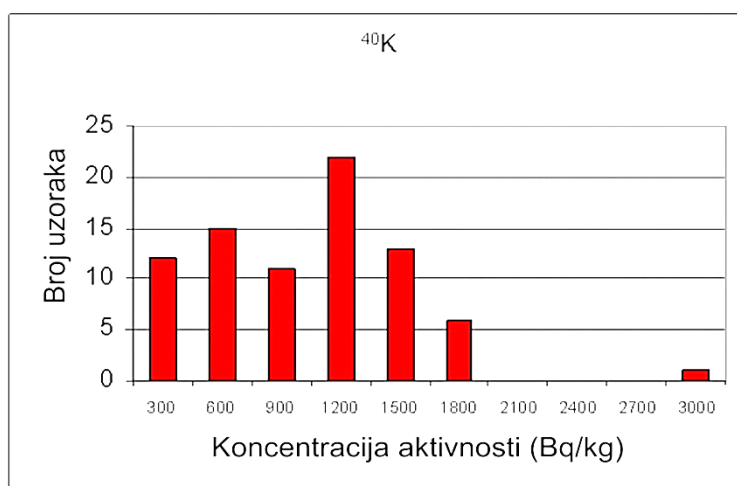
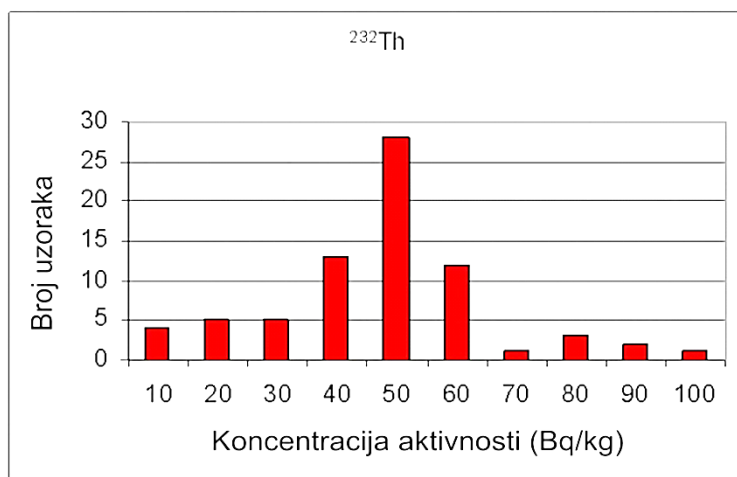
Na slici 17 predstavljene su distribucije koncentracije aktivnosti prirodnih radionuklida ^{238}U , ^{232}Th i ^{40}K , u uzorcima zemljišta sakupljenim na teritoriji Vršackih planina. Na slikama 18-21 su prikazane litogehemijske mape teritorije Vršackih planina na kojima su predstavljene koncentracije aktivnosti radionuklida ^{232}Th , ^{238}U , ^{40}K kao i odnosa Th/U.

Distribucija koncentracija aktivnosti radionuklida ^{40}K ukazuje na moguće zagađenje usled nekontrolisane upotrebe kalijumovih đubriva.

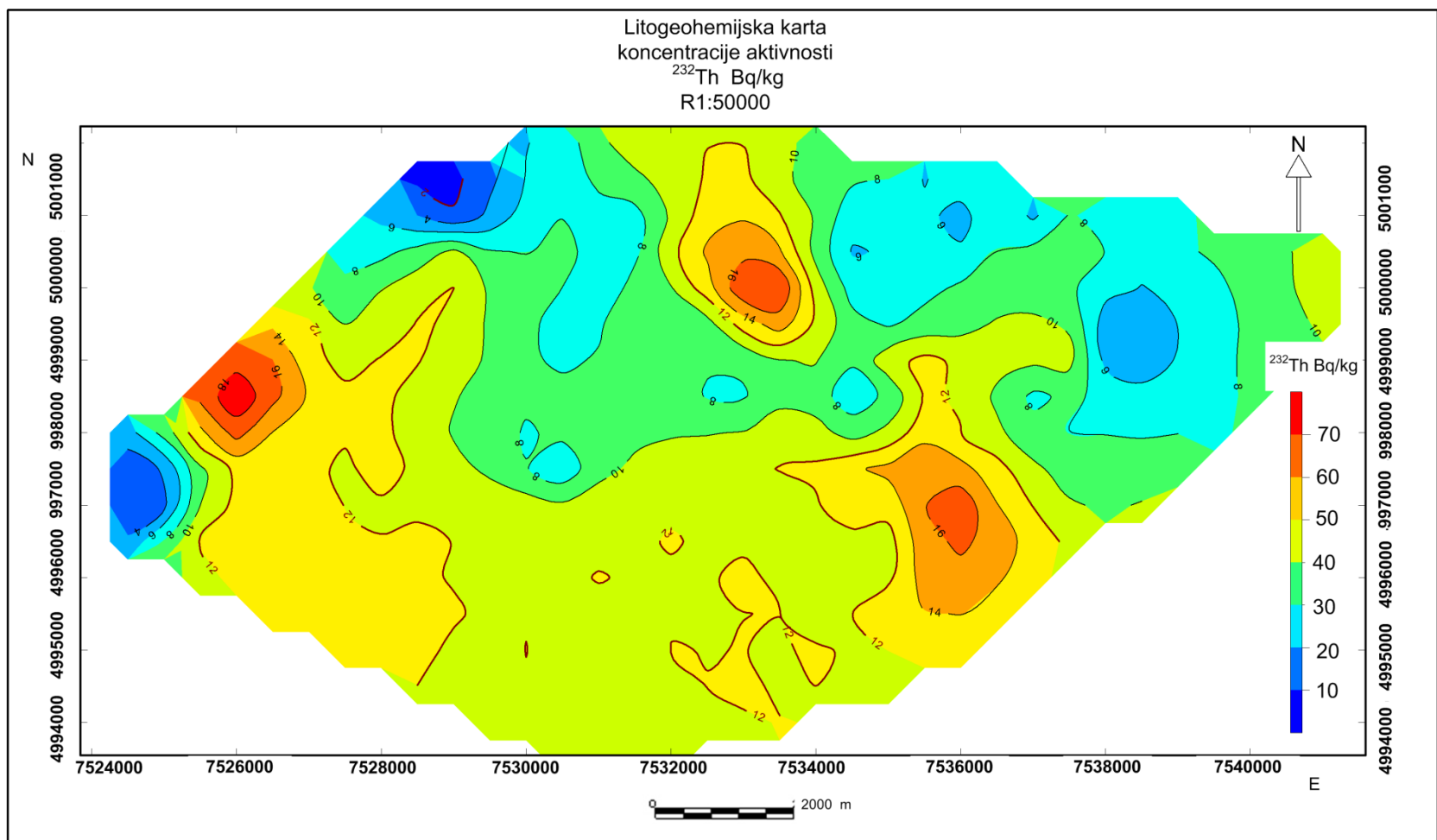
Određene koncentracije aktivnosti prirodnih radionuklida mogu da se porede sa rezultatima u okviru drugih studija koje su obuhvatile teritorije koje se nalaze u Banatu u blizini Vršca i Bele Crkve (tabela 4) [12]. Pokazano je slaganje predstavljenih rezultata sa merenjima objavljenim u literaturi (tabela 9).

Tabela 9. Poređenje srednjih vrednosti koncentracija aktivnosti prirodnih radionuklida u okviru dve studije.

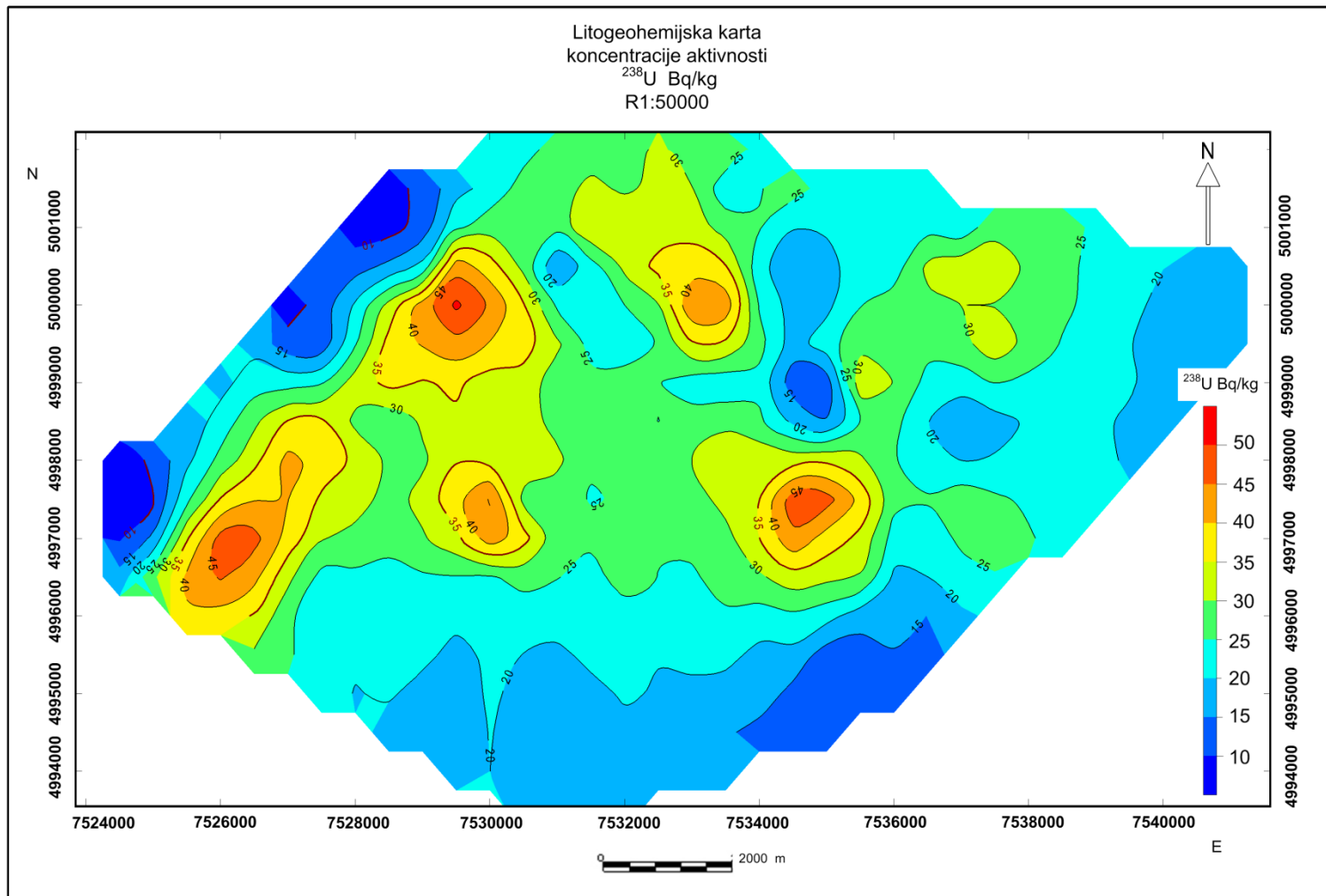
| Radionuklid | ^{232}Th (Bq/kg) | ^{238}U (Bq/kg) | ^{40}K (Bq/kg) |
|---|---------------------------|--------------------------|-------------------------|
| Vršacke planine- prezentovani rezultati | 42±6 | 27±4 | 980±147 |
| Bela Crkva - prezentovani rezultati | 37,9±5,7 | 35,9±5,4 | 515±77 |
| Vršac [12] | 59±4 | 50±20 | 580±30 |
| Margita [12] | 54,8±2,8 | 30±24 | 551±23 |
| Banatsko Novo selo [12] | 36,7±2,3 | 35±11 | 464±21 |



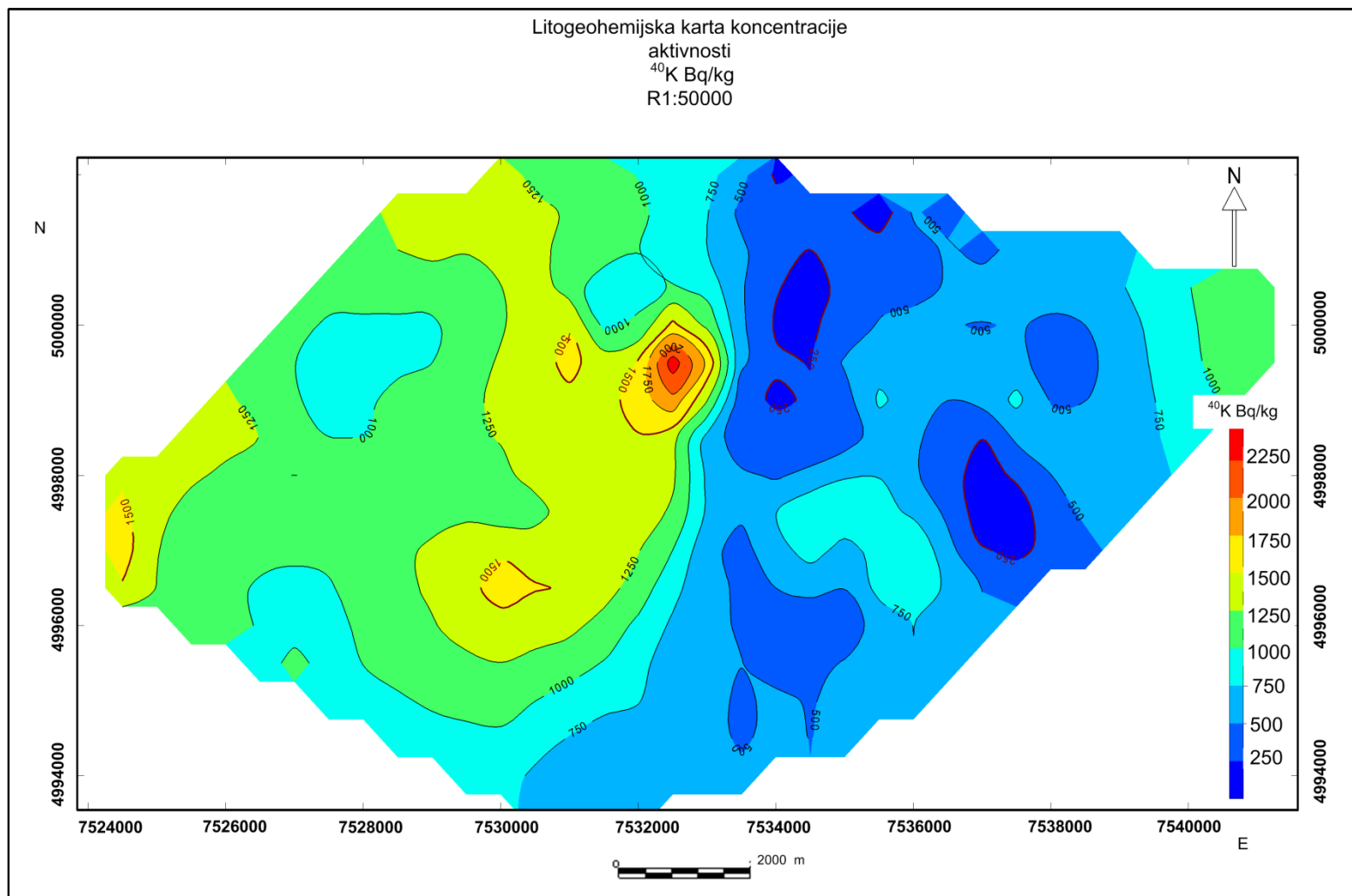
Slika 17. Distribucija frekvencija koncentracije aktivnosti prirodnih radionuklida ^{232}Th , ^{40}K i ^{238}U u u uzorcima zemljišta sa teritorije Vršaćkih planina



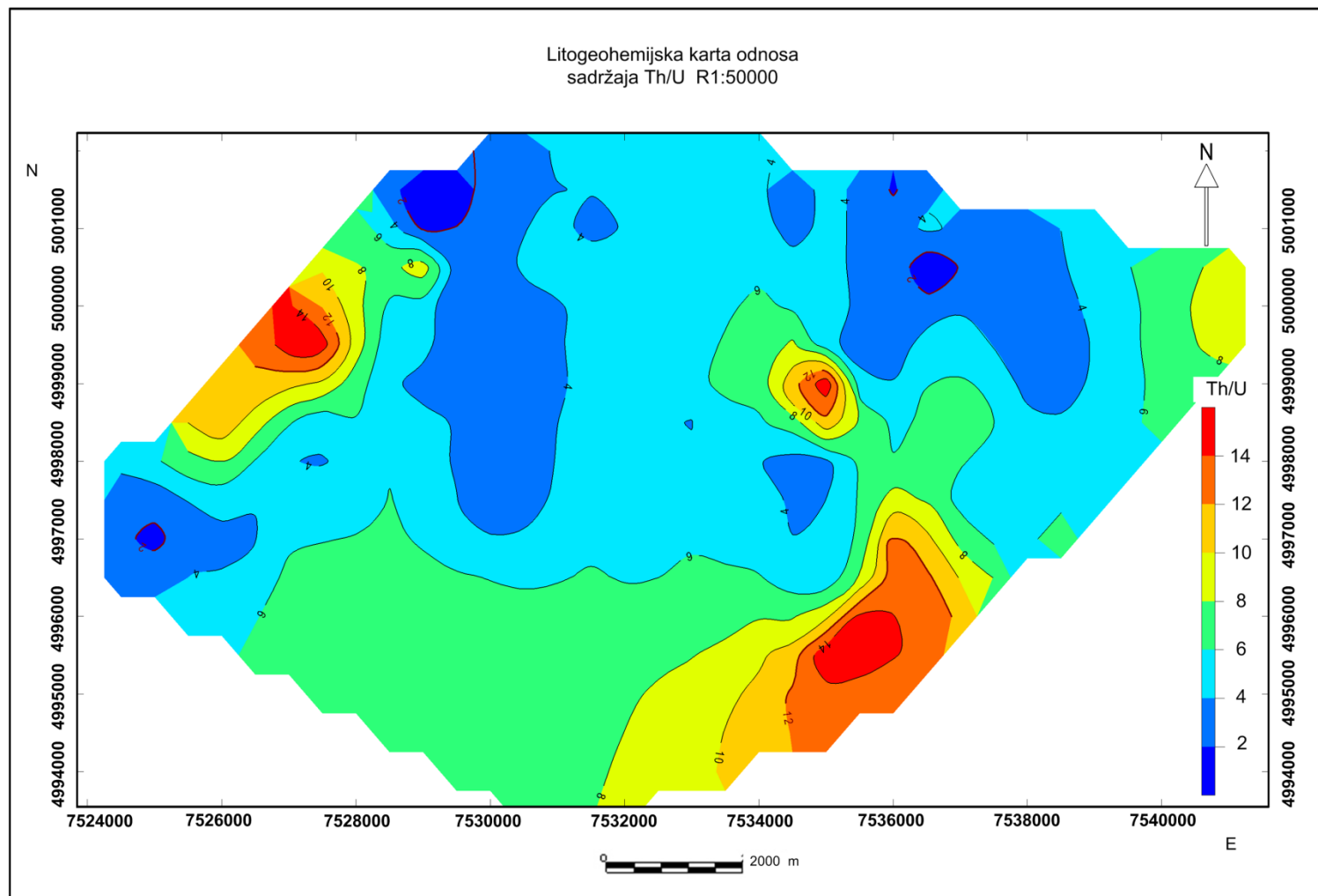
Slika 18. Litogehemijska karta koncentracije aktivnosti radionuklida ^{232}Th na teritoriji Vršaćkih planina. Mapa je izrađena u Gaus-Krigerovoj projekciji sa metarskim kordinatama u referentnom sistemu Herman-Skegel. Mapu je izradio Vojin Gordanić.



Slika 19. Litogehemijska karta koncentracije aktivnosti radionuklida ^{238}U na teritoriji Vršačkih planina. Mapa je izrađena u Gaus-Krigerovoj projekciji sa metarskim kordinatama u referentnom sistemu Herman-Skegel. Mapu je izradio Vojin Gordanić.



Slika 20. Litogehemijska karta koncentracije aktivnosti radionuklida ^{40}K na teritoriji Vršaćkih planina. Mapa je izrađena u Gaus-Krigerovoj projekciji sa metarskim kordinatama u referentnom sistemu Herman-Skegel. Mapu je izradio Vojin Gordanić.



Slika 21. Litogehemijska karta odnosa koncentracija Th/U na teritoriji Vrščkih planina. Mapa je izrađena u Gaus-Krigerovoj projekciji sa metarskim kordinatama u referentnom sistemu Herman-Skegel. Mapu je izradio Vojin Gordanić

Koncentracije torijuma i uranijuma variraju u zemljištu u zavisnosti od vrste matične podloge kao i procesa metamorfoze. Iako pojedinačne koncentracije variraju na različitim lokacijama, postoji korelacija između koncentracija torijuma i uranijuma na svakoj lokaciji i očekuje se da bi odnos koncentracija Th/U trebalo da bude konstantan. Očekivani odnos Th/U iznosi $2,8 \pm 1,3$ za sedimentne stene [83]. Značajno odstupanje od ovakvog odnosa ukazuje na obogaćenje ili osiromašenje prirodnog uranijuma. Takođe, može da ukaže na kontaminaciju usled povišene industrijske aktivnosti [13] ili na primenu fosfornih đubriva. Fosforna đubriva se dobijaju iz fosfatnih ruda poput apatita i fosforita, pri čemu je srednja vrednost koncentracije aktivnosti ^{238}U $(1,55 \pm 0,74) \times 10^3$ Bq/kg i ^{40}K $(4,09 \pm 2,88) \times 10^1$ Bq/kg [84]. Proizvodni proces ne omogućava izdvajanje radionuklida, tako da na taj način u đubrivu ostaju značajne koncentracije uranijuma [85]. Procenjeno je da se u Srbiji korišćenjem fosfornih đubriva godišnje unese 210 t uranijuma u životnu sredinu. Unešeni radionuklidi ostaju u površinskom oraničnom Ahp-horizontu odakle su dostupni biljkama za usvajanje u zavisnosti od vrste kulture. U okviru publikacije [85], prikazano je povećanje koncentracije aktivnosti radionuklida ^{238}U u oraničnom Ahp-horizontu (0 cm do 20 cm) zemljišta nakon 35 godina tretiranja fosfornim đubrivima u odnosu na netretirana zemljišta, i to za (5 – 6) Bq/kg (pod pšenicom) i (15 – 21) Bq/kg (pod kukuruzom).

U tabeli 7 i tabeli 8 su prikazane izračunate koncentracije elemenata U, Th i K na osnovu izmerenih koncentracija aktivnosti, kao i odnos Th/U.

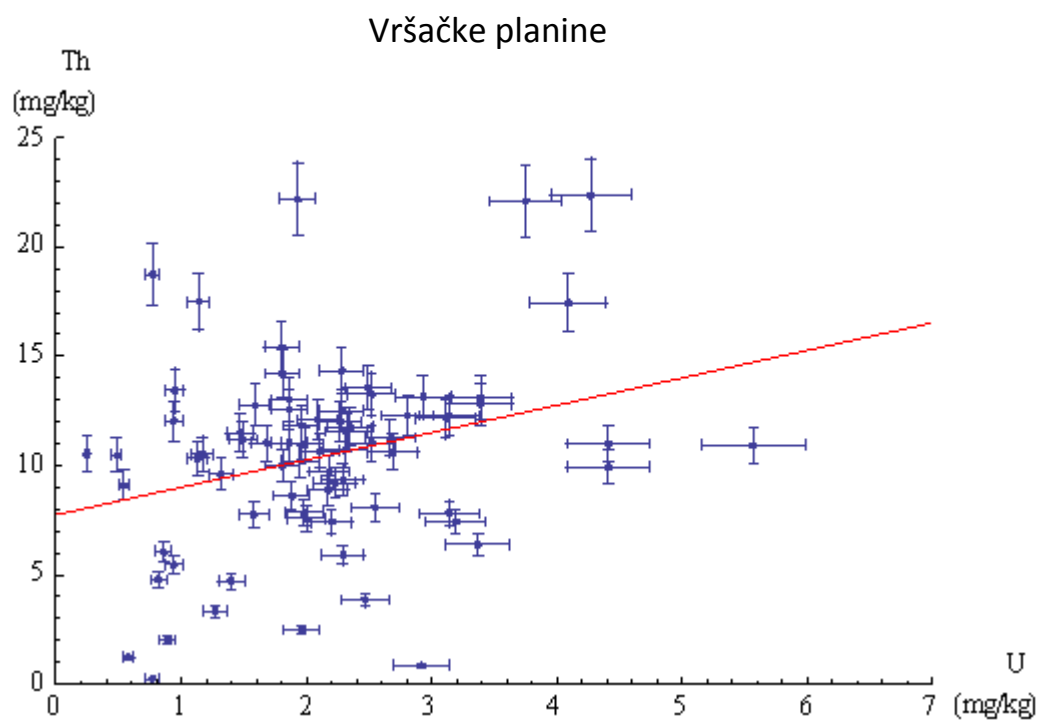
Na slikama 22 i 23 je prikazana zavisnost koncentracija radionuklida torijuma i uranijuma u uzorcima zemljišta Vršaćkih planina i Bele Crkve, pri čemu koeficijenti korelacije iznose 0,3 i 0,6 respektivno.

Na slici 25 prikazane su vrednosti Th/U odnosa za svih trinaest lokacija na teritoriji Bele Crkve. Svakoj tački je pridružena merna nesigurnost sa koeficijentom obuhvata od $k = 1$. Aritmetička sredina odnosa Th/U je predstavljena centralnom linijom i njoj je pridružena kombinovana nesigurnost, linije ispod i iznad centralne linije, sa koeficijentnom obuhvata $k = 3$ što odgovara intervalu poverenja od 99,7 %. Srednja vrednost odnosa masenih koncentracija Th/U sa pridruženom proširenom kombinovanom nesigurnošću ($k = 3$) iznosi $3,5 \pm 1,6$. Uočava se da se sve vrednosti nalaze u okviru granica proširene kombinovane nesigurnosti što ukazuje da ne postoji

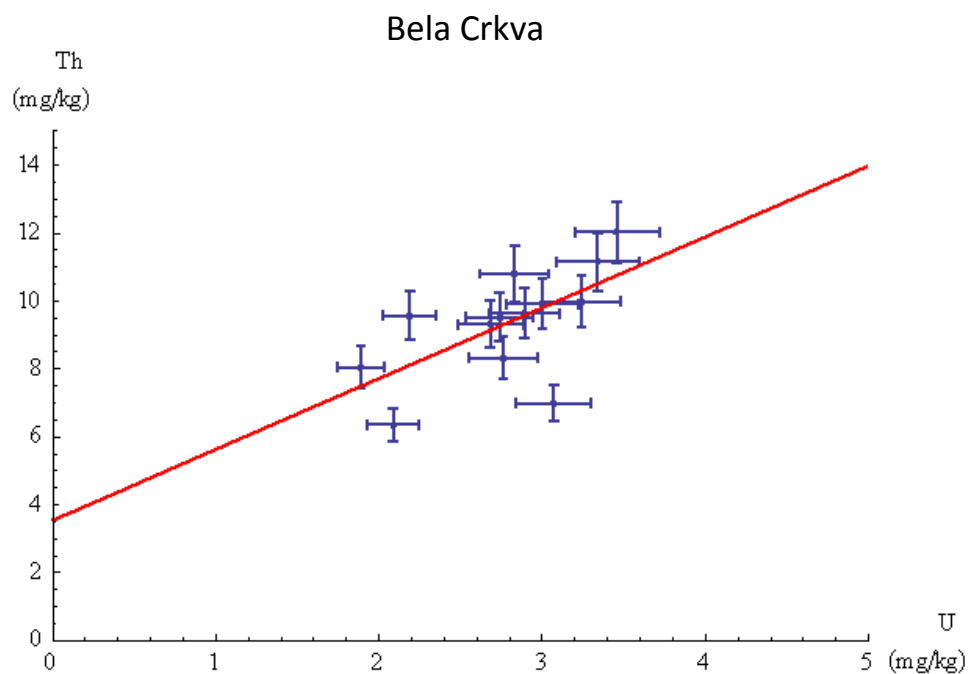
značajno odstupanje odnosa od očekivanih vrednosti. Dati rezultati ukazuju da ne postoji značajno obogaćenje ili osiromašenje izotopa ^{238}U u zemljištu usled prirodnih procesa ili industrijskog zagađenja i intenzivne poljoprivredne aktivnosti. Uočene lokalne varijacije odnosa Th/U mogu da se objasne različitom rastvorljivošću i mobilnošću uranijuma u odnosu na torijum [7].

Na slici 24 prikazane su vrednosti Th/U odnosa za lokacije na teritoriji Vršackih planina. Srednja vrednost odnosa masenih koncentracija Th/U sa pridruženom proširenom kombinovanom nesigurnošću ($k = 3$) iznosi $6,0 \pm 3,1$. Za devet lokacija (lokacije pod rednim brojem: 1, 3, 11, 13, 28, 37, 38, 64, 69), vrednost odnosa Th/U nalazi se ispod donje granice proširene nesigurnosti uglavnom zbog niskih koncentracija torijuma. Takođe, za devet lokacija vrednosti odnosa Th/U nalaze se iznad granice proširene nesigurnosti (lokacije pod rednim brojem: 2, 8, 9, 10, 12, 15, 27, 62, 63), uglavnom usled kombinacija visokih koncentracija torijuma i nižih koncentracija uranijuma. Usled veće rastvorljivosti i mobilnosti uranijuma u odnosu na torijum, dobijene povišene vrednosti odnosa Th/U ukazuju na moguće spiranje uranijuma iz zemljišta pod uticajem kretanja vode. Osamnaest navedenih lokacija za koje odnos Th/U značajno odstupa od očekivanih vrednosti, označene su u tabeli 8.

Predstavljeni rezultati su od značaja imajući u vidu potencijalnu poljoprivrednu aktivnost na datom zemljištu kao i potencijalnu nekontrolisanu upotrebu fosfornih đubriva koja sadrže uranijum.



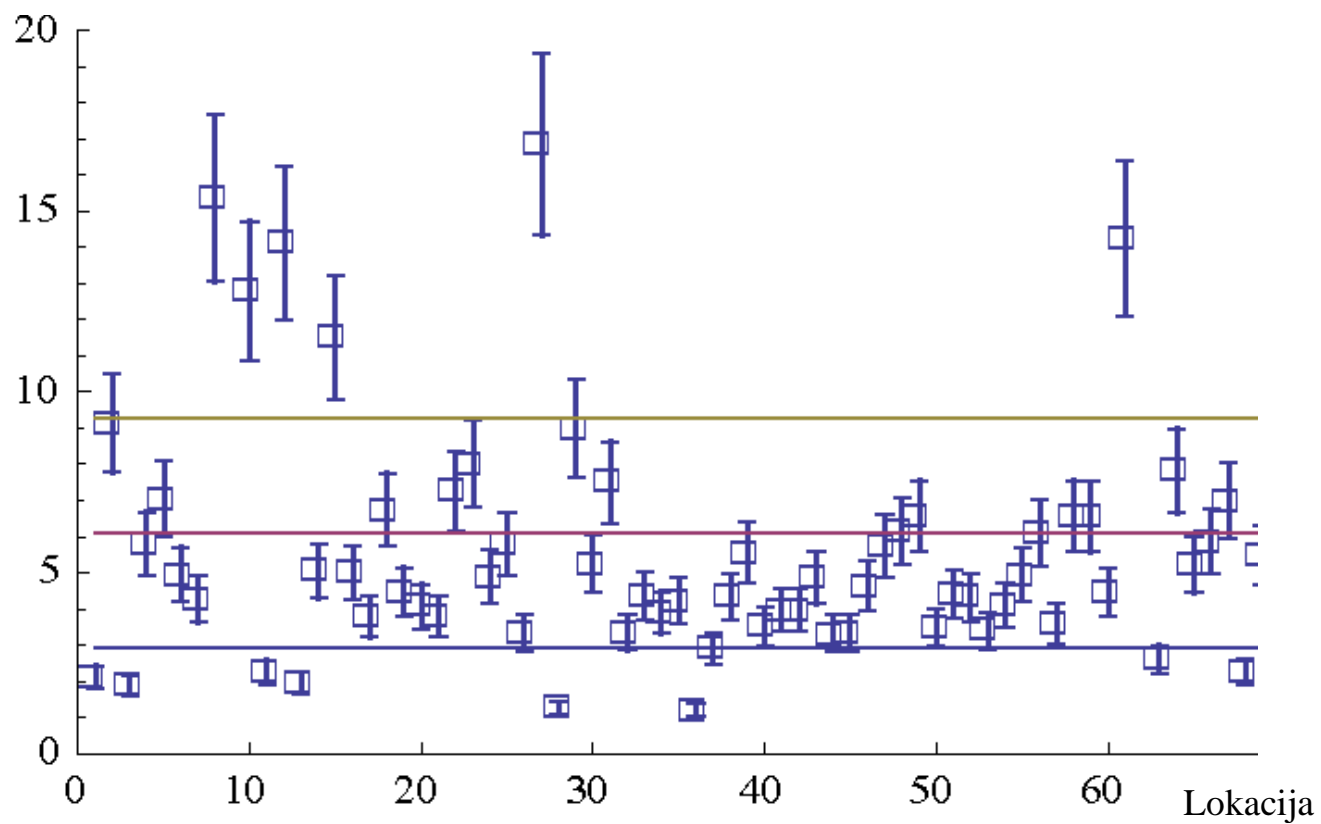
Slika 22. Zavisnost koncentracija radionuklida torijuma i uranijuma u uzorcima zemljišta Vršačkih planina.



Slika 23. Zavisnost koncentracija radionuklida torijuma i uranijuma u uzorcima zemljišta Bele Crkve.

Vršačke planine

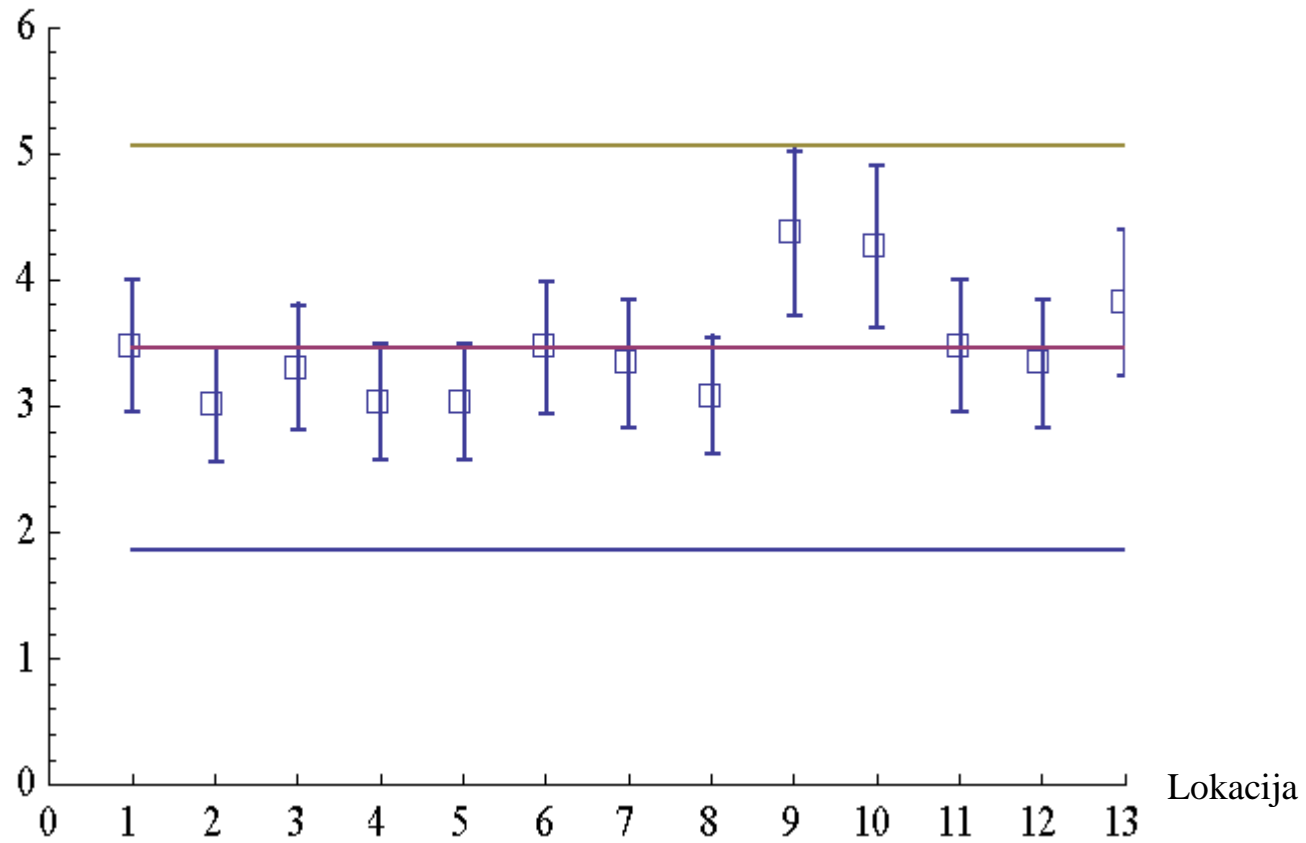
Odnos Th/U



Slika 24. Vrednosti Th/U odnosa za lokacije na teritoriji Vršackih planina

Bela Crkva

Odnos Th/U



Slika 25. Vrednosti Th/U odnosa za lokacije na teritoriji Bele Crkve

4.2 Procena jačine apsorbovane doze metodom Monte Karlo

Gama-zračenje emitovano iz zemljišta, poreklom od prirodnih radionuklida poput ^{40}K i gama-emitera koji su potomci u okviru ^{238}U -niza i ^{232}Th niza, predstavlja glavni izvor spoljašnjeg izlaganja stanovništva jonizujućem zračenju. Jačina kerme u vazduhu poreklom od kosmičkog zračenja na nivou mora iznosi ~ 30 nGy/h čineći manji udeo u ukupnoj kermi u vazduhu.

U tabeli 10 prikazani su dobijeni konverzioni faktori za procenu jačine apsorbovane doze ((nGy/h)/(Bq/kg)) za detektor od tkivno-ekvivalentnog materijala koji se nalazi u vazduhu na visini 1 m iznad tla. Koeficijenti su dobijeni korišćenjem MCNPX programskog paketa.

Tabela 10. Konverzioni faktori za procenu jačine apsorbovane doze (nGy/h po Bq/kg) za prirodne radionuklide.

| Radionuklid | Energija (keV) | D_{CF} ((nGy/h) / (Bq/kg)) |
|-----------------------|----------------|------------------------------|
| ^{232}Th niz | 129,1 – 2614,5 | 0,5281 |
| ^{238}U niz | 186 – 2448 | 0,3892 |
| ^{40}K | 1460,8 | 0,03861 |

U tabeli 11 i 12 su prikazani rezultati procenjenih jačina apsorbovanih doza za detektor od tkivno-ekvivalentnog materijala u vazduhu na 1 m visine od tla za radionuklide iz ^{232}Th -niza, ^{238}U -niza i ^{40}K koji se nalaze u zemljištu za teritoriju Bele Crkve i Vršačkih planina. Proširena kombinovana merna nesigurnost je 16 % ($k = 2$).

Tabela 11. Jačina apsorbovane doze za detektor od tkivno-ekvivalentnog materijala u vazduhu na visini od 1 m od tla poreklom od radionuklida iz zemljišta za teritoriju Bele Crkve

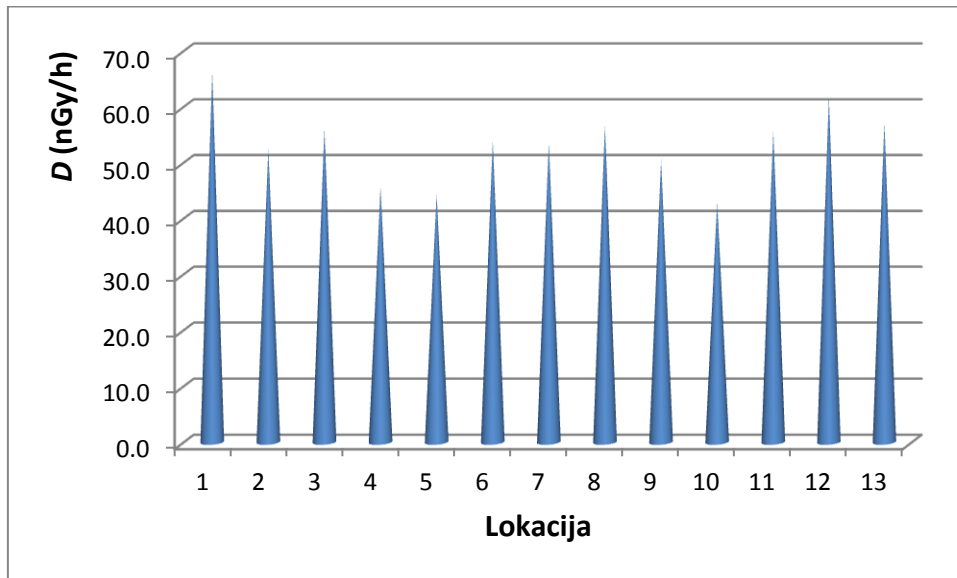
| Broj | Lokacija | D ^{232}Th -niz (nGy/h) | D ^{238}U -niz (nGy/h) | D ^{40}K (nGy/h) | D_{ukupno} (nGy/h) |
|------|---------------------------------------|--|---|-----------------------------------|--------------------------------|
| 1 | Bela Crkva - Vračevgajsko jezero 1 | 25,7±4,1 | 17,4±2,8 | 23,1±3,7 | 66,2 |
| 2 | Bela Crkva - Vračevgajsko jezero 2 | 17,8±2,8 | 13,9±2,2 | 20,8±3,3 | 52,4 |
| 3 | Bela Crkva - Šaransko jezero | 21,2±3,4 | 15,1±2,4 | 19,8±3,2 | 56,1 |
| 4 | Bela Crkva - Šljunkara | 14,9±2,4 | 11,6±1,9 | 19,1±3,1 | 45,6 |
| 5 | Bela Crkva - Glavno jezero | 13,6±2,2 | 10,5±1,7 | 20,2±3,2 | 44,3 |
| 6 | Kusić - reka Nera | 20,3±3,3 | 13,8±2,2 | 19,8±3,2 | 53,9 |
| 7 | Kaluđerovo | 20,6±3,3 | 14,5±2,3 | 18,4±2,9 | 53,6 |
| 8 | Crvena Crkva | 21,4±3,4 | 16,3±2,6 | 19,0±3,0 | 56,7 |
| 9 | Reka Karaš 1 | 20,5±3,3 | 11,0±1,8 | 19,0±3,0 | 50,5 |
| 10 | Reka Karaš 2 | 17,2±2,8 | 9,5±1,5 | 16,2±2,6 | 43,0 |
| 11 | Banatska Subotica | 19,9±3,2 | 13,5±2,2 | 22,2±3,5 | 55,6 |
| 12 | Dobričevo | 23,8±3,8 | 16,8±2,7 | 21,1±3,4 | 61,8 |
| 13 | Vojvodinci | 23,1±3,7 | 14,2±2,3 | 19,8±3,2 | 57,1 |

Tabela 12. Jačina apsorbovane doze za detektor od tkivno-ekvivalentnog materijala u vazduhu na visini od 1 m od tla poreklom od radionuklida iz zemljišta za teritoriju Vršačkih planina.

| Broj uzorka | D ^{232}Th -niz (nGy/h) | D ^{238}U -niz (nGy/h) | D ^{40}K (nGy/h) | D_{ukupno} (nGy/h) |
|----------------|--|--------------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|
| 1 | 2,6±0,4 | 2,92±0,47 | 61,4±9,8 | 67,00 |
| 2 | 22,1±3,5 | 5,69±0,91 | 45,8±7,3 | 73,58 |
| 3 | 13,6±2,2 | 17,0±2,7 | 43,4±6,9 | 73,97 |
| 4 | 10,2±1,6 | 4,13±0,66 | 21,2±3,4 | 35,54 |
| 5 | 13,0±2,1 | 4,33±0,69 | 41,7±6,7 | 59,04 |
| 6 | 24,6±3,9 | 11,7±1,9 | 40,0±6,4 | 76,32 |
| 7 | 37,3±6,0 | 20,6±3,3 | 44,2±7,1 | 102,03 |
| 8 | 37,4±6,0 | 5,74±0,92 | 40,1±6,4 | 83,23 |
| 9 | 40,0±6,4 | 3,88±0,62 | 17,0±2,7 | 60,88 |
| 10 | 25,7±4,1 | 4,73±0,76 | 27,4±4,4 | 57,85 |
| 11 | 21,2±3,4 | 22,2±3,6 | 34,6±5,5 | 78,06 |

| Broj uzorka | $D^{232}\text{Th-niz}$ (nGy/h) | $D^{238}\text{U-niz}$ (nGy/h) | $D^{40}\text{K}$ (nGy/h) | D_{ukupno} (nGy/h) |
|-------------|--------------------------------|-------------------------------|--------------------------|-----------------------------|
| 12 | 28,7±4,6 | 4,78±0,77 | 38,7±6,2 | 72,18 |
| 13 | 23,4±3,7 | 28,0±4,5 | 43,8±7,0 | 95,25 |
| 14 | 22,8±3,6 | 10,6±1,7 | 39,9±6,4 | 73,27 |
| 15 | 47,4±7,6 | 9,7±1,6 | 50,7±8,1 | 107,85 |
| 16 | 25,1±4,0 | 11,8±1,9 | 35,4±5,7 | 72,37 |
| 17 | 27,4±4,4 | 17,1±2,7 | 40,5±6,5 | 84,89 |
| 18 | 26,8±4,3 | 9,4±1,5 | 36,1±5,8 | 72,34 |
| 19 | 28,1±4,5 | 14,8±2,4 | 36,4±5,8 | 79,19 |
| 20 | 18,9±3,0 | 10,9±1,8 | 55,0±8,8 | 84,86 |
| 21 | 16,2±2,6 | 10,1±1,6 | 24,3±3,9 | 50,51 |
| 22 | 20,5±3,3 | 6,6±1,1 | 20,1±3,2 | 47,20 |
| 23 | 27,3±4,4 | 8,0±1,3 | 32,9±5,3 | 68,16 |
| 24 | 16,6±2,7 | 8,0±1,3 | 25,8±4,1 | 50,32 |
| 25 | 11,7±1,9 | 4,73±0,76 | 3,1±0,5 | 19,54 |
| 26 | 10,0±1,6 | 7,1±1,1 | 61,8±9,9 | 78,89 |
| 27 | 19,4±3,1 | 2,72±0,43 | 33,0±5,3 | 55,15 |
| 28 | 5,3±0,9 | 9,9±1,6 | 6,2±1,0 | 21,36 |
| 29 | 22,5±3,6 | 5,89±0,94 | 45,1±7,2 | 73,48 |
| 30 | 47,8±7,6 | 21,5±3,4 | 28,1±4,5 | 97,40 |
| 31 | 0,5±0,1 | 3,88±0,62 | 51,4±8,2 | 55,77 |
| 32 | 23,9±3,8 | 7,5±1,2 | 19,7±3,2 | 51,11 |
| 33 | 15,8±2,5 | 11,1±1,8 | 116±19 | 142,55 |
| 34 | 26,2±4,2 | 14,1±2,3 | 32,8±5,2 | 73,14 |
| 35 | 26,0±4,2 | 15,7±2,5 | 40,1±6,4 | 81,72 |
| 36 | 22,4±3,6 | 12,4±2,0 | - | 34,82 |
| 37 | 8,2±1,3 | 16,1±2,6 | 57,6±9,2 | 81,86 |
| 38 | 15,9±2,5 | 12,8±2,1 | 48,7±7,8 | 77,47 |
| 39 | 17,2±2,8 | 9,4±1,5 | 47,6±7,6 | 74,17 |
| 40 | 23,5±3,8 | 10,0±1,6 | 57,1±9,1 | 90,64 |
| 41 | 16,8±2,7 | 11,2±1,8 | 58,0±9,3 | 85,94 |
| 42 | 19,7±3,1 | 11,6±1,9 | 56,9±9,1 | 88,20 |
| 43 | 22,9±3,7 | 13,5±2,2 | 15,5±2,5 | 51,92 |
| 44 | 22,7±3,6 | 11,0±1,8 | 53,9±8,6 | 87,53 |
| 45 | 20,8±3,3 | 14,7±2,4 | 53,1±8,5 | 88,51 |
| 46 | 1,8±0,3 | 1,3±0,2 | 59,2±9,5 | 62,29 |
| 47 | 22,5±3,6 | 11,4±1,8 | 13,1±2,1 | 47,00 |
| 48 | 25,7±4,1 | 10,5±1,7 | 17,8±2,9 | 54,01 |
| 49 | 25,8±4,1 | 9,9±1,6 | 18,0±2,9 | 53,65 |

| Broj uzorka | $D^{232}\text{Th-niz}$ (nGy/h) | $D^{238}\text{U-niz}$ (nGy/h) | $D^{40}\text{K}$ (nGy/h) | D_{ukupno} (nGy/h) |
|-------------|--------------------------------|-------------------------------|--------------------------|-----------------------------|
| 50 | 25,3±4,0 | 9,1±1,5 | 51,7±8,3 | 85,98 |
| 51 | 32,9±5,3 | 22,2±3,6 | 44,7±7,1 | 99,77 |
| 52 | 23,5±3,8 | 12,5±2,0 | 16,6±2,6 | 52,59 |
| 53 | 28,9±4,6 | 15,8±2,5 | 27,2±4,3 | 71,92 |
| 54 | 16,7±2,7 | 11,5±1,8 | 11,7±1,9 | 39,85 |
| 55 | 20,0±3,2 | 11,5±1,8 | 44,7±7,1 | 76,11 |
| 56 | 26,7±4,3 | 12,7±2,0 | 33,2±5,3 | 72,62 |
| 57 | 23,6±3,8 | 9,1±1,5 | 18,5±3,0 | 51,23 |
| 58 | 21,4±3,4 | 14,0±2,2 | 22,5±3,6 | 57,86 |
| 59 | 26,3±4,2 | 9,4±1,5 | 38,8±6,2 | 74,49 |
| 60 | 12,6±2,0 | 4,5±0,7 | 4,3±0,7 | 21,45 |
| 61 | 30,6±4,9 | 16,2±2,6 | 35,9±5,7 | 82,75 |
| 62 | 28,3±4,5 | 4,68±0,75 | 15,5±2,5 | 48,49 |
| 63 | 30,4±4,9 | 2,67±0,43 | 12,8±2,1 | 45,85 |
| 64 | 7,1±1,1 | 6,4±1,0 | 10,8±1,7 | 24,33 |
| 65 | 24,6±3,9 | 7,4±1,2 | 18,5±3,0 | 50,50 |
| 66 | 21,8±3,5 | 9,8±1,6 | 62,7±10,0 | 94,33 |
| 67 | 47,2±7,5 | 18,9±3,0 | 57,3±9,2 | 123,29 |
| 68 | 27,8±4,4 | 9,4±1,5 | 37,2±6,0 | 74,37 |
| 69 | 4,3±0,7 | 4,48±0,72 | 31,8±5,1 | 40,63 |
| 70 | 23,4±3,7 | 10,0±1,6 | 62,8±10,1 | 96,28 |
| 71 | 28,0±4,5 | 17,1±2,7 | 51,0±8,2 | 96,00 |
| 72 | 24,1±3,9 | 13,4±2,2 | 34,9±5,6 | 72,38 |
| 73 | 23,5±3,8 | 8,5±1,4 | 8,6±1,4 | 40,62 |
| 74 | 18,4±2,9 | 9,5±1,5 | 10,3±1,6 | 38,16 |



Slika 26. Jačina apsorbovane doze za detektor od tkivno-ekvivalentnog materijala u vazduhu na visini od 1 m od tla poreklom od radionuklida iz zemljišta za 13 lokacija na teritoriji Bele Crkve.

Na slici 26 prikazana je procenjena jačina apsorbovane doze za detektor od tkivno-ekvivalentnog materijala u vazduhu za 13 lokacija na teritoriji Bele Crkve (prikazanih na slici 12) poreklom od radionuklida iz ^{232}Th -niza, ^{238}U -niza i ^{40}K . Srednja vrednost jačine apsorbovane doze za teritoriju Bele Crkve iznosi 53,6 nGy/h sa opsegom od (43,0 – 66,2) nGy/h. Srednja vrednost jačine apsorbovane doze za celu teritoriju Vršačkih planina iznosi 68 nGy/h sa opsegom od (20 – 143) nGy/h.

Ukoliko se posmatraju vrednosti jačine kerme u vazduhu date u literaturi [2], svetska prosečna vrednost iznosi 59 nGy/h dok su za neke zemlje u regionu referisane sledeće vrednosti: Bugarska – 70 nGy/h sa opsegom od (48 – 96) nGy/h, Mađarska – 61 nGy/h sa opsegom od (15 – 130) nGy/h, Rumunija – 59 nGy/h sa opsegom od (21 – 122) nGy/h.

4.3 Rezultati procene mortaliteta od malignog tumora usled izlaganja prirodnim radionuklidima iz zemljišta

Procena rizika je rađena metodom Monte Karlo, pri čemu su koraci detaljno objašnjeni u poglavlju *Pregled literature*. Pod zdravstvenim rizikom je podrazumevan mortalitet od malignog tumora usled izlaganja prirodnim radionuklidima. Nesigurnost procenjenih rizika je određena kako metodom Monte Karlo, tako i standardnim postupkom definisanim u uputstvima [45, 46]. Nakon definisanja modela, jedan od ključnih koraka prilikom procene rizika metodom Monte Karlo jeste definisanje funkcija gustina raspodele verovatnoće za sve fizičke veličine koje se pojavljuju u modelu.

4.3.1 Model

Mortalitet od malignog tumora usled izlaganja putem inhalacije računat je na osnovu jednačine [86, 87]:

$$Rizik = R_c \times A \times C \times I_{ri} \times EF \times ED \times [ET_0 + (ET_i \times DF_i)]$$

pri čemu je: R_c – konverzioni faktor (rizik po bekerelu); A – koncentracija aktivnosti za dati radionuklid u tlu (Bq/kg); C – koncentracija prašine u vazduhu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$); I_{ri} – intenzitet disanja (metara kubnih po danu); EF – frekvencija izlaganja (broj dana u godini), ED – dužina izlaganja (broj godina); ET_0 – frakcija vremena provedena napolju; ET_i – frakcija vremena provedena u zatvorenom prostoru; DF_i – faktor razređenja prašine u zatvorenom prostoru.

Mortalitet od malignog tumora usled izlaganja putem ingestije računat je na osnovu jednačine [86, 87]:

$$Rizik = R_c \times A \times I_{rs} \times EF \times ED$$

pri čemu je: R_c – konverzioni factor (rizik po bekerelu), A – koncentracija aktivnosti radionuklida u zemljištu (Bq/kg), I_{rs} – incidentalni unos prašine (miligrama na dan); EF – frekvencija izlaganja (broj dana u godini), ED – dužina izlaganja (broj godina).

U slučaju spoljašnjeg izlaganja zračenju niske *LET* vrednosti, poreklom od radionuklida iz životne sredine, predložen je model od strane Agencije za zaštitu životne sredine Sjedinjenih Američkih Država, koji u odnosu na nominalno procenjen koeficijent za rizik opisuje i komponente koje doprinose mernoj nesigurnosti [72]. Predloženi model može da se dopuni sa procenjenim apsorbovanim dozama u odnosu na vrstu izlaganja od interesa. U tom slučaju, model je predstavljen jednačinom:

$$Rizik = (x_1 x_2 x_3 x_4 x_5) \times \frac{2}{x_6} \times R \times A \times D_{CF} \times T \times \frac{1}{2}$$

pri čemu je: x_1 – varijabilnost uzorkovanja, x_2 – pogrešno dijagnostikovanje bolesti, x_3 – vremenska zavisnost pojave kancera u odnosu na period koji je prošao od izlaganja zračenju, x_4 – primenljivost rezultata koji se odnose na jednu populaciju, na neku drugu populaciju, x_5 – greške u dozimetriji, x_6 – nesigurnost DDREF (*eng.* Dose and dose rate effectiveness factor), R – nominalna procena rizika (1/Gy), D_{CF} – konverzioni faktor za procenu apsorbovane doze (nGy/h)/(Bq/kg), A – koncentracija aktivnosti radionuklida u zemljištu (Bq/kg), T – period izlaganja (broj časova).

4.3.2 Definisane funkcije gustine raspodele verovatnoće za ulazne veličine u modelu

4.3.2.1 Koncentracija prašine u vazduhu, C ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Koncentracija prašine u vazduhu predstavlja jednu od veličina koja se uzima u obzir prilikom računanja zdravstvenog rizika usled inhalacije radionuklida poreklom iz zemljišta. Smatra se da čestice prašine prečnika do 10 μm (PM_{10}) a posebno čestice prečnika do 2,5 μm ($\text{PM}_{2,5}$) imaju uticaj na zdravlje usled mogućnosti depozicije u respiratornim putevima. Predložene dozvoljene srednje dnevne koncentracije prašine u vazduhu za $\text{PM}_{2,5}$ su 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dok ta granica za PM_{10} iznosi 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [88]. Pored izduvnih gasova poreklom od vozila, elektrana i različitih industrijskih procesa, podignuta prašina poreklom sa poljoprivrednih zemljišta predstavlja glavni izvor $\text{PM}_{2,5}$ i PM_{10} čestica u vazduhu [88, 89]. Koncentracija $\text{PM}_{2,5}$ i PM_{10} čestica u vazduhu iznad obradivih površina i agro-ekosistema zavisi od intenziteta eolske erozije kao i intenziteta poljoprivredne aktivnosti, pri čemu je potrebno naglasiti da je eolska

erozija posebno izražena kod zemljišta u kojima dominira pesak i les. Iako zemljišta na evropskom kontinentu nisu karakterisana kao ona koja proizvode značajne koncentracije prašine u atmosferi, eolska erozija u Evropi poprima sve veću pažnju.

U okviru publikacija [90, 91] prikazani su rezultati praćenja koncentracije prašine u vazduhu na visini od 2 m usled eolske erozije i obrade poljoprevrednog zemljišta, u periodu od 15 meseci. Izmerena koncentracija prašine u periodima bez vetra i u odsustvu obrađivanja je bila (5 – 15) $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Nije rađena analiza veličine čestica. U periodima koji su bili karakterisani jačim vetrovima i periodima koji su karakteristični za obradu zemljišta (april-maj i oktobar), izmerene su koncentracije u opsegu od (60 – 80) $\mu\text{g}/\text{m}^3$. U okviru rada [92], izmerena je koncentracija prašine iznad poljoprivrednog zemljišta na visini od 1 m, za vreme oranja, u vrednosti od (16,4 – 88,9) $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Teritorija opštine Vršac predstavlja najvetrovitiju oblast u Srbiji sa preko dve trećine vetrovitih dana u godini. Imajući u vidu značajnu zastupljenost obradivih površina, pedološke karakteristike opština Vršac i Bela Crkva (pretežno aluvijalno zemljište i les), kao i klimatske karakteristike datog područja, definisana je funkcija gustine raspodele verovatnoće kao kombinacija dve ravnomerne raspodele. Jedan deo se odnosi na periode *i*) bez vetra i u odsustvu intenzivne obrade njiva, (5 – 15) $\mu\text{g}/\text{m}^3$, i na periode *ii*) vetrovite, uz intenzivnu obradu njiva. Imajući u vidu podatke o vetrovitim danima na teritoriji na koju se istraživanja odnose, kao i vremensku raspodelu aktivnosti obrade zemljišta, usvojena je funkcija gustine raspodele verovatnoće, gde intervalu koncentracija od (5 – 15) $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pripada verovatnoća od $\frac{3}{4}$ a intervalu od (60 – 80) $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pripada verovatnoća od $\frac{1}{4}$. Raspodela je prikazana na slici 27a.

4.3.2.2 Dnevna ingestija zemljišta/prašine, Irs (miligrama na dan)

U literaturi su prisutni veoma različiti rezultati vezani za procene dnevnog unosa zemljišta/prašine putem ingestije. Procene se zasnivaju na merenjima koncentracije elementa trejsera u fecesu ispitanika i u zemljištu, pri čemu se pretpostavlja da nema apsorpcije i depozicije u organima. U zavisnosti od izabranog trejsera Al, Si, Y, Zr, rezultati dnevnog unosa mogu da se razlikuju više desetina puta. U uputstvima za procenu rizika se sugeriše upotreba vrednosti od 100 miligrama na dan [86]. Ipak,

različite publikacije prikazuju vrednosti koje mogu drastično da odstupaju od tačkaste ocene od 100 miligrama na dan. U tabeli 13 su prikazane neke od vrednosti za unos zemljišta putem ingestije za odraslu osobu koje mogu da se nađu u literaturi.

Tabela 13. Pregled vrednosti za srednji dnevni unos zemljišta putem ingestije koje mogu da se nađu u literaturi.

| Srednji dnevni unos zemljišta/ prašine putem ingestije | Literatura |
|--|------------|
| (25 – 100) miligrama na dan | [93] |
| 39 miligrama na dan | [94] |
| 100 miligrama na dan | [86] |
| 200 miligrama na dan za poljoprivredno stanovništvo | [95] |
| trougaona raspodela ((0, 50, 100) miligrama na dan) | [96] |
| ravnomerna raspodela ((50, 200) miligrama na dan) | [96] |

Na osnovu predstavljenih vrednosti iz literature, definisana je funkcija gustine raspodele verovatnoće kao log-normalna raspodela sa parametrima (4, 0,4), koja daje verovatnoću od približno 0,95 da se ingestija nađe u intervalu (0 – 100) miligrama na dan, a verovatnoću od približno ½ da se nađe u intervalu od (50 – 100) miligrama na dan. Raspodela je prikazana na slici 27b.

4.3.2.3 *Intenzitet inhalacije, Iri (metara kubnih na dan)*

Za potrebe simulacije, veličini *intenzitet inhalacije* je dodeljena Normalna raspodela sa parametrima (17,48 m³ na dan, 2,81 m³ na dan (srednja vrednost, standardna devijacija) sa označenim percentilima (12,86 (peti), 13,88 (deseti), 15,59 (dvadeset peti), 17,48 (pedeseti), 19,38 (sedamdeset peti), 21,08 (devedeseti), 22,11 (devedeset peti), 24,02 (devedeset deveti)). Distribucija je data za kategoriju koja podrazumeva odraslog muškarca u starosnoj kategoriji od 23 do 30 godina [73].

4.3.2.4 Koeficijenti za procenu mortaliteta od karcinoma, R_c (rizik po bekerelu)

Vrednosti koeficijenata za procenu mortaliteta od malignih tumora, za izlaganja radionuklidima putem inhalacije i ingestije su date u tabeli 14 [34].

Tabela 14. Koeficijenti za procenu mortaliteta od malignih tumora za izlaganja radionuklidima putem inhalacije i ingestije zajedno sa kategorijama mernih nesigurnosti.

| Radionuklid | Rizik inhalacija (Rizik po Bq) | Kategorija merne nesigurnosti | Rizik ingestija (Rizik po Bq) | Kategorija merne nesigurnosti |
|-------------------|--------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|--------------------------------|
| ^{232}Th | $1,10 \times 10^{-6}$ | $C (35 \leq Q_{95}/Q_5 < 50)$ | $2,45 \times 10^{-9}$ | $D (50 \leq Q_{95}/Q_5 < 150)$ |
| ^{238}U | $2,38 \times 10^{-7}$ | $C (35 \leq Q_{95}/Q_5 < 50)$ | $1,51 \times 10^{-9}$ | $B (15 \leq Q_{95}/Q_5 < 35)$ |

* Q_5 i Q_{95} su 5% i 95% kvantili funkcije raspodele verovatnoće koeficijenta za procenu mortaliteta.

Procenjene merne nesigurnosti za koeficijente za rizike su svrstane u kategorije $A - E$ [97], (tabela 15). Kategorije su definisane odnosom Q_{95}/Q_5 , gde su Q_5 i Q_{95} 5% i 95% kvantili funkcije raspodele verovatnoće koeficijenta za procenu mortaliteta. Koeficijent za procenu mortaliteta predstavlja geometrijsku sredinu od Q_5 i Q_{95} kvantila.

Tabela 15. Pregled kategorija merne nesigurnosti koje se dodeljuju koeficijentima za procenu rizika.

| Kategorija nesigurnosti | Definicija |
|-------------------------|----------------------------|
| A | $Q_{95}/Q_5 < 15$ |
| B | $15 \leq Q_{95}/Q_5 < 35$ |
| C | $35 \leq Q_{95}/Q_5 < 50$ |
| D | $50 \leq Q_{95}/Q_5 < 150$ |
| E | $Q_{95}/Q_5 \geq 150$ |

Odgovarajuća raspodela verovatnoće može da se konstruiše na osnovu podataka iz literature, što je predstavljeno na primeru koeficijenta za rizik usled ingestije radionuklida ^{238}U . Koeficijent za rizik R_c za ingestiju ^{238}U , preuzet iz tabele 14, je $1,51 \times 10^{-9}$, uz napomenu da je nesigurnost ovog parametra svrstana u kategoriju B . Dalje, sugerisano je da ta vrednost predstavlja *geometrijsku* sredinu najmanje i najveće

vrednosti parametra. Oдавde se može izračunati da je donja granica parametra Rc , $Rc_{\min} = 3,02 \times 10^{-10}$ a njegova gornja granica $Rc_{\max} = 7,55 \times 10^{-9}$.

Navedena vrednost parametra predstavlja aritmetičku sredinu između donje i gornje granice, ali u logaritamskoj razmeri ($10^{(\log Rc_{\min} + \log Rc_{\max})/2} = 1,51 \times 10^{-9}$).

Pošto ne postoje nikakve dodatne informacije o specifičnostima raspodele u intervalu između donje i gornje granice parametra, tada se po pravilu usvaja ravnomerna raspodela verovatnoće.

Transformacijom koordinata dobijaju se nova donja i gornja granica, $\log(Rc_{\min}) = -9,52$ i $\log(Rc_{\max}) = -8,12$, i usvaja se konstantna gustina raspodele verovatnoće između njih. Ovakva raspodela predstavlja osnovu za generisanje niza slučajnih vrednosti veličine $\log Rc$. Novom transformacijom koordinata, $10^{\log Rc}$, dobija se niz slučajnih vrednosti veličine Rc , ali je sada njihova gustina raspodele verovatnoće log-normalna.

Navedenim postupkom dobijene su sledeće raspodele za koeficijente Rc : log-normalna raspodela sa parametrima (-13,7; 1,12) za inhalaciju ^{232}Th , log-normalna raspodela sa parametrima (-19,8; 1,36) za ingestiju ^{232}Th , log-normalna raspodela sa parametrima (-20,3; 0,95) za ingestiju ^{238}U , i log-normalna raspodela sa parametrima (-15,2; 1,12) za inhalaciju ^{238}U . Raspodela za koeficijent Rc je prikazana na slici 27v.

4.3.2.5 Frekvencija izlaganja, EF (dana po godini) i Period izlaganja, ED (godina)

Frekvencija izlaganja (*eng.* exposure frequency), EF , podrazumeva 365 dana u godini. U okviru dokumenta [96], ponuđena je funkcija raspodele verovatnoće koja je definisana kao trougaona raspodela sa vrednostima (200; 250; 350) dana u godini ili trougaona raspodela sa vrednostima (200; 225; 250) dana u godini.

Period izlaganja (*eng.* exposure duration), ED , za celoživotno izlaganje podrazumeva period od 70 godina [34].

4.3.2.6 Frakcija vremena provedena napolju, ET_0 , i frakcija vremena provedena unutra, ET_i

U literaturi je nađen podatak da poljoprivredno stanovništvo provodi prosečno polovinu vremena u toku dana unutar zatvorenog prostora i polovinu vremena napolju, tako da su veličinama ET_0 i ET_i dodeljene vrednosti $ET_0 = 0,5$ i $ET_i = 0,5$ [2].

DF_i predstavlja faktor razređenja prašine u zatvorenom prostoru i iznosi 0,4 [86, 87].

4.3.2.7 Koncentracija aktivnosti radionuklida u zemljištu, A (Bq/kg)

Rezultati gama-spektrometrijskog merenja aktivnosti prirodnih radionuklida u uzorcima zemljišta na teritoriji Bele Crkve i Vršackih planina predstavljeni su u tabelama 6 i 8. Proširena merna nesigurnost gama-spektrometrijskog merenja ($k = 2$) je 15 %. Veličini je dodeljena ravnomerna raspodela tako da je za svaki rezultat merenja potrebno izračunati donju i gornju granicu raspodele imajući u vidu da je polovina širine ravnomerne raspodele jednaka proizvodu standardne nesigurnosti i faktora $\sqrt{3}$.

4.3.2.8 Veličine u modelu za spoljašnje izlaganje

U tabeli 16 su prikazane veličine koje utiču na procenu mortaliteta, kao i pridružene funkcije raspodele gustine verovatnoće.

Tabela 16. Veličine koje doprinose mernoj nesigurnosti procenjenog rizika, kao i pridružene funkcije gustine verovatnoće.

| Veličine koje doprinose nesigurnosti | Gustina raspodele verovatnoće |
|--|--|
| Nominalni rizik [*] , R | $5,75 \times 10^{-2}/\text{Gy}$ |
| Varijabilnost uzorkovanja [*] , x_1 | Normalna (1,0 ; 0,15) |
| Pogrešno dijagnostikovanje bolesti [*] , x_2 | Normalna (1,2 ; 0,06) |
| Vremenska zavisnost [*] , x_3 | Trapezoidalna (0,5 ; 0,6 ; 1,0 ; 1,1) |
| Primenljivost rezultata na druge populacije [*] , x_4 | Normalna (1,1 ; 0,12) |
| Greške u dozimetriji [*] , x_5 | Normalna (0,84 ; 0,11) |
| DDREF faktor [*] , x_6 | Uniformna (1, 2): 50% ; Eksponencijalna (>2): 50% |
| Koncentracija aktivnosti radionuklida u zemljištu (Bq/kg), A | Uniformna (min ; max) |
| Konverzioni factor za procenu apsorbovane doze (nGy/h)/(Bq/kg), D_{CF} | Videti u tabeli 10 (npr. za ^{40}K je Normalna (0,03861 ; 0,025)) |

- Za normalnu raspodelu (očekivanje, standardna devijacija), za uniformnu raspodelu (minimalna i maksimalna vrednost)
- * [72]

Na osnovu praćenja LSS populacije, dobijena je nominalna vrednost koeficijenta rizika od $5,75 \times 10^{-2} \text{ Gy}^{-1}$ i toj vrednosti se pripisuju različiti izvori nesigurnosti definisani preko veličina od x_1 do x_6 . Nominalna vrednost za rizik od razvijanja malignih tumora usled spoljašnjeg izlaganja zračenju niske LET vrednosti, dobijena je na osnovu linearno-kvadratnog modela [72].

Za vreme praćenja LSS populacije koju je činilo 75991 osoba, podaci su razvrstavani u različite grupe u zavisnosti od pola, starosti (6 grupa), primljenih doza i intervala vremena u okviru kojih se vrši praćenje [98]. Varijabilnost uzorkovanja, x_1 , govori o nesigurnosti uočenog broja obolelih ili umrlih u datim kategorijama [72]. Veličini x_1 je dodeljena Normalna raspodela sa parametrima $N(1,0 ; 0,15)$.

Pogrešno dijagnostikovani maligni tumori, x_2 , bilo da su oboljenja koja nisu tumori dijagnostikovani kao tumori ili obrnuto, doprinose nesigurnosti koeficijenta rizika [72]. Veličini x_2 je dodeljena Normalna raspodela sa parametrima $N(1,2 ; 0,06)$.

Za većinu tumora, rizik je procenjivan na osnovu rezultata praćenja LSS populacije između 1958. i 1998. godine što znači da u obzir nisu uzeti rezultati obolevanja individua koje su bile ozračene u mladosti a koje su doživele starost. Dok je sa jedne strane rizik od razvijanja malignih tumora veći prilikom izlaganja jonizujućim zračenjima u mladosti, taj rizik opada u starosti. Usled nekompletnog perioda praćenja i nakon 1998. godine, rezultati su ekstrapolirani na osnovu dobijenog modela vezanog za periode praćenja do 1998. godine. Ovakva vremenska zavisnost, x_3 , usled nekompletnog perioda praćenja preživelih, uvodi novu nesigurnost koju je potrebno definisati [72]. Veličini x_3 je dodeljena trapezoidalna raspodela sa parametrima $(0,5 ; 0,6 ; 1,0 ; 1,1)$. Raspodela je prikazana na slici 28a.

Pošto su koeficijenti za procenu rizika dati za populaciju Amerikanaca a dobijeni su na osnovu praćenja populacije Japanaca, odgovarajuća nesigurnost se definiše i za ovakav prenos koeficijenta sa jedne populacije na drugu, x_4 , pošto se u osnovi nalaze različite osnovne učestalosti pojave malignih tumora [72, 99]. Veličini x_4 je dodeljena Normalna raspodela sa parametrima $N(1,1 ; 0,12)$.

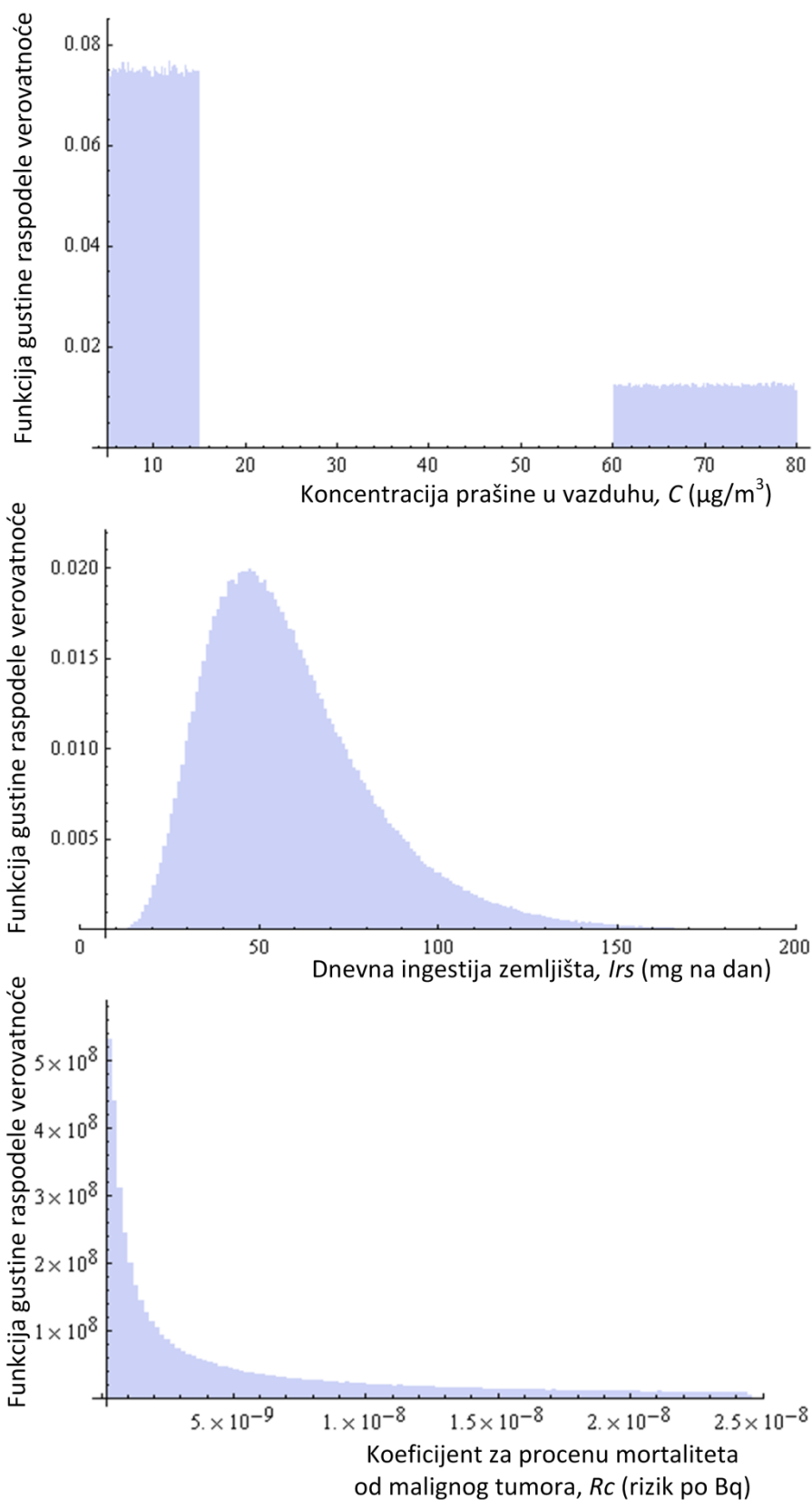
Definisane su i nesigurnosti vezane za procenu doza, x_5 , koje su primili pripadnici LSS populacije. Nesigurnosti su vezane za karakterizaciju neutronskog polja, vremenskih

uslova i vetra, kao i individualnih lokacija preživelih u toku eksplozije [72]. Veličini x_5 je dodeljena Normalna raspodela sa parametrima $N(0,84 ; 0,11)$.

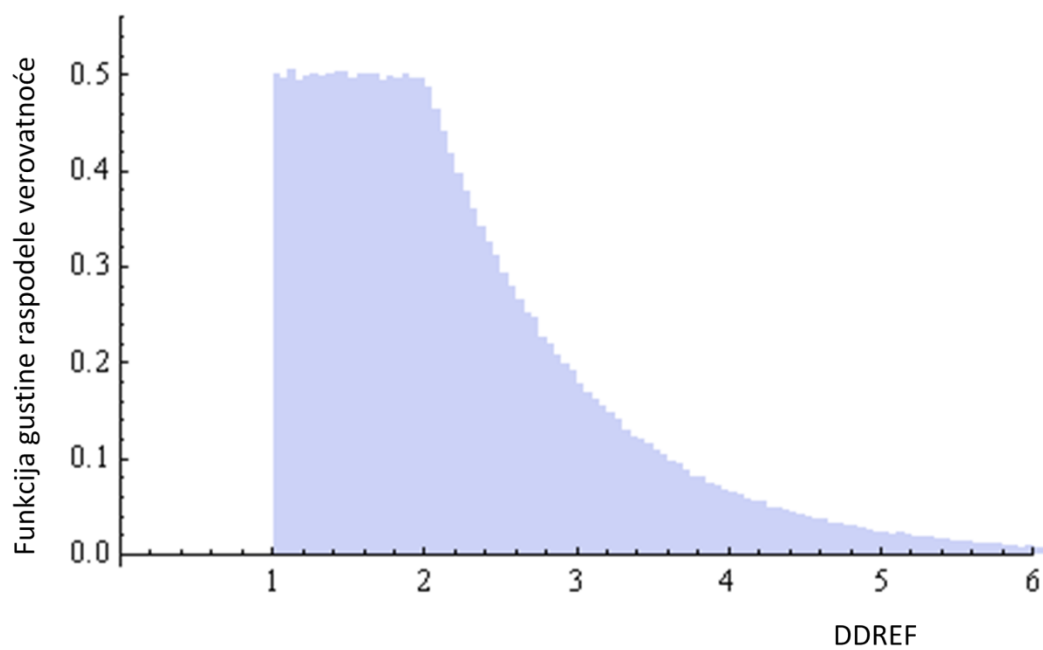
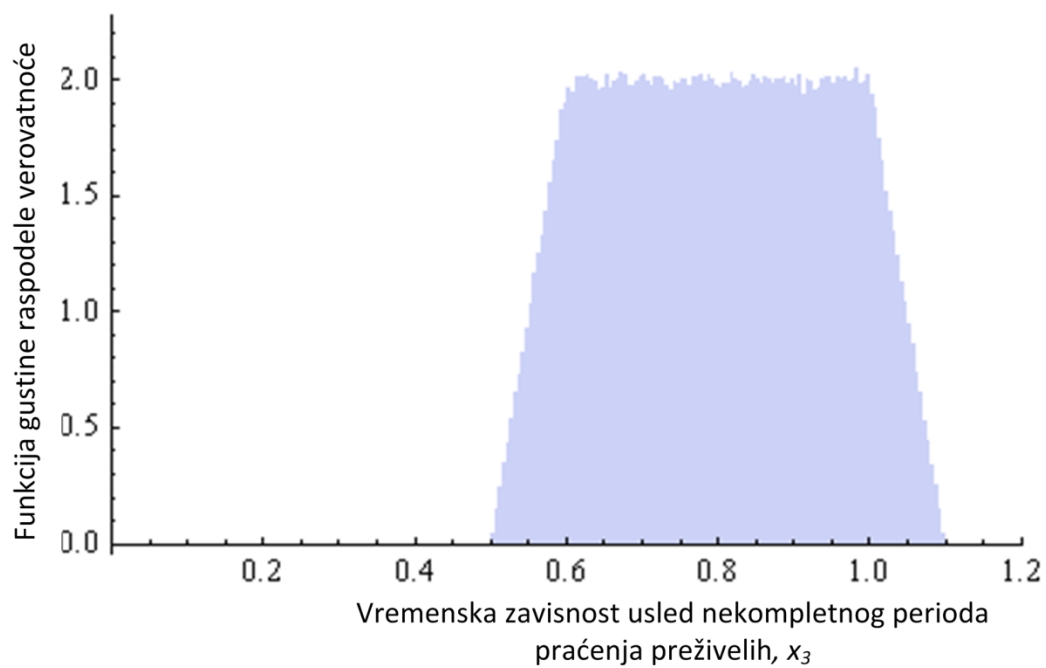
DDREF faktor, (*eng.* dose and dose rate effectiveness factor), x_6 , predstavlja faktor koji se koristi prilikom ekstrapolacije rizika iz regiona visokih akutnih doza na region niskih doza ili niskih hroničnih jačina doza. Veličini x_6 je dodeljena raspodela: uniformna (1, 2): 50%; eksponencijalna (>2): 50%. Raspodela je prikazana na slici 28b.

U tabeli 10 prikazani su dobijeni konverzioni faktori za proračun jačine apsorbovane doze ((nGy/h)/(Bq/kg)) za detektor od tkivno-ekvivalentnog materijala koji se nalazi u vazduhu na visini 1 m iznad tla. Prema uputstvu MCNPX, nesigurnost rezultata simulacije je standardna devijacija aritmetičke sredine. Relativna merna nesigurnost dobijenih koeficijenata je 5 % ($k = 2$).

Vreme izlaganja, T , podrazumeva 365 dana u godini, međutim uzima se izlaganje od 12 sati dnevno pošto se pretpostavlja da poljoprivredno stanovništvo polovinu vremena provede napolju a polovinu u zatvorenom prostoru. Celoživotno izlaganje podrazumeva period od 70 godina [34].



Slika 27. Funkcije gustine raspodele verovatnoće koje su korišćene u modelu za veličine: a) Koncentracija prašine u vazduhu, C ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), b) Dnevna ingestija zemljišta/prašine, Irs (mg na dan), v) Koeficijenti za proračun mortaliteta od malignog tumora, Rc (rizik po Bq).



Slika 28. Funkcije gustine raspodele verovatnoće koje su korišćene u modelu za veličine: *a)* Vremenska zavisnost usled nekompletnog perioda praćenja preživelih, x_3 , *b)* DDREF

4.3.3 Određivanje intervala merne nesigurnosti procenjenih rizika

Intervali nesigurnosti procenjenih rizika računati su prema dve metode, prema GUM i prema metodi Monte Karlo.

Prilikom procene intervala nesigurnosti za određenu veličinu prema GUM, potrebno je napraviti budžet merne nesigurnosti. Budžet merne nesigurnosti treba da sadrži nabrojane uticajne veličine koje se pojavljuju u modelu, njihove pridružene funkcije gustine raspodele verovatnoće, standardne nesigurnosti za svaku uticajnu veličinu kao i izračunate koeficijente osetljivosti [46]. Po definiciji se izlaznoj veličini dodeljuje Normalna raspodela što znači da su granice merne nesigurnosti simetrične u odnosu na procenjenu vrednost rezultata.

U okviru tabela 17 i 18, kao primer, predstavljeni su budžeti merne nesigurnosti za procenjen mortalitet od malignih tumora usled izlaganja radionuklidu ^{232}Th putem inhalacije i ingestije za teritoriju Banatska Subotica. U tabeli 19 je predstavljen budžet merne nesigurnosti za spoljašnje izlaganje radionuklidima koji su gama emiteri iz niza ^{232}Th . Prikazana je vrednost procenjenog zdravstvenog rizika kao i kombinovana standardna nesigurnost za koeficijent obuhvata $k = 1$, što odgovara verovatnoći od približno 68 % za Normalnu raspodelu, kao i za $k = 2$ što odgovara verovatnoći od približno 95 %.

Procenjivanje intervala merne nesigurnosti metodom Monte Karlo detaljno je opisano u [45]. Stohastička metoda podrazumeva uzorkovanje ulaznih veličina prema pretpostavljenim funkcijama gustina verovatnoće, tako da će se dobiti realna funkcija gustina verovatnoće izlazne veličine, za razliku od prethodne metode gde se pretpostavlja da je ta distribucija Normalna. Interval nesigurnosti od 95 % definiše se kao interval između 2,5% kvantila i 97,5% kvantila.

Tabela 17. Budžet merne nesigurnosti za procenu mortaliteta od malignog tumora usled izlaganja radionuklidu ²³²Th, putem ingestije zemljišta na teritoriji Banatske Subotice

| Veličina | Simbol | Ocena | Distribucija | Standardna nesigurnost $u(x_i)$ | Tip nesigurnosti | Koeficijent osetljivosti $c_i = \frac{\partial Rizik}{\partial x_i}$ | Doprinos nesigurnosti $u(x_i) \times c_i$ |
|--|-----------------------|------------------------------------|----------------------------|--|------------------|--|---|
| Koncentracija aktivnosti | <i>A</i> | 37,7 Bq/kg | ravnomerna (32,8; 42,6) | 2,83 Bq/kg | B | $7,96 \cdot 10^{-9}$ kg rizik po Bq | $22,5 \times 10^{-9}$ |
| Koeficijent za proračun mortaliteta od karcinoma | <i>R_c</i> | $5,27 \cdot 10^{-9}$ (rizik po Bq) | log-normalna (-19,8; 1,36) | $6,13 \cdot 10^{-9}$ (rizik po Bq) | B | 57,1 Bq | 350×10^{-9} |
| Dnevna ingestija zemljišta | <i>I_{rs}</i> | $59,18 \cdot 10^{-6}$ (kg na dan) | log-normalna (4;0,4) | $24,7 \cdot 10^{-6}$ (kg na dan) | B | $5,07 \cdot 10^{-3}$ dan rizik po kg | 125×10^{-9} |
| Frekvencija izlaganja | <i>EF</i> | 365,25 (dana po godini) | / | / | / | 0 | 0 |
| Period izlaganja | <i>ED</i> | 70 (godina) | / | / | / | 0 | 0 |
| Procenjen mortalitet od malignog tumora | | $0,312 \times 10^{-6}$ | | Kombinovana nesigurnost = $\sqrt{\sum (u(x_i) \times c_i)^2} = 0,37 \times 10^{-6}$ za $k = 1$ | | | |

$$Rizik = R_c \times A \times I_{rs} \times EF \times ED$$

$$Rizik = 0,31 \times 10^{-6} \pm 0,74 \times 10^{-6} \text{ za } k = 2 \text{ (95 \% verovatnoća)}$$

Tabela 18. Budžet merne nesigurnosti za procenu mortaliteta od malignog tumora usled izlaganja radionuklidu ^{232}Th , putem inhalacije na teritoriji Banatske Subotice

| Veličina | Simbol | Ocena | Distribucija | Standardna nesigurnost $u(x_i)$ | Tip nesigurnosti | Koeficijent osetljivosti $c_i = \frac{\partial \text{Rizik}}{\partial x_i}$ | Doprinos nesigurnosti $u(x_i) \times c_i$ |
|--|----------|--|---|--|------------------|---|---|
| Koncentracija aktivnosti | A | 37,7 (Bq/kg) | Ravnomerna (32,8; 42,6) | 2,83(Bq/kg) | B | $15,3 \times 10^{-9}$ kg rizik po Bq | $43,3 \times 10^{-9}$ |
| Koeficijent za proračun mortaliteta od karcinoma | R_c | $1,94 \times 10^{-6}$ (rizik po Bq) | log-normalna (-13,7; 1,12) | $1,99 \times 10^{-6}$ (rizik po Bq) | B | 295×10^{-3} Bq | $587,1 \times 10^{-9}$ |
| Intenzitet inhalacije | I_{ri} | 17,45 (m ³ /dan) | Normalna | 2,81 (m ³ na dan) | B | $32,9 \times 10^{-9}$ dan rizik po m ³ | $92,5 \times 10^{-9}$ |
| Koncentracija prašine u vazduhu | C | 25×10^{-9} (kg/m ³) | $P = \frac{3}{4}$ za $C = (5 - 15) \mu\text{g}/\text{m}^3$ $P = \frac{1}{4}$ za $C = (60 - 80) \mu\text{g}/\text{m}^3$ | $26,28 \times 10^{-9}$ (kg/m ³) | B | 23,0 m ³ rizik po kg | $604,4 \times 10^{-9}$ |
| Frekvencija izlaganja | EF | 365 (dana po godini) | / | / | / | 0 | 0 |
| Period izlaganja | ED | 70 godina | / | / | / | 0 | 0 |
| Fracija vremena provedena unutra | ET_i | 0,5 | / | / | / | 0 | 0 |
| Fracija vremena provedena napolju | ET_o | 0,5 | / | / | / | 0 | 0 |
| Faktor razređenja prašine | D_{fi} | 0,4 | / | / | / | 0 | 0 |
| Procenjen mortalitet od malignog tumora | | $0,579 \times 10^{-6}$ | pridružena Normalna | Kombinovana nesigurnost: $\sqrt{\sum (u(x_i) \times c_i)^2} = 0,847 \times 10^{-6}$ | | | |

$$\text{Rizik} = R_c \times A \times C \times I_{ri} \times EF \times ED \times [ET_o + (ET_i \times DF_i)]$$

$$\text{Rizik} = 0,58 \times 10^{-6} \pm 1,7 \times 10^{-6} \text{ za } k = 2 \text{ (95 \% verovatnoća)}$$

Tabela 19. Budžet merne nesigurnosti za procenu mortaliteta od malignog tumora, usled izlaganja radionuklidima iz ^{232}Th niza, putem spoljašnjeg izlaganja na teritoriji Banatske Subotice

| Veličina | Simbol | Ocena | Distribucija | Standardna nesigurnost $u(x_i)$ | Tip nesigurnosti | Koeficijent osetljivosti $c_i = \frac{\partial \text{Rizik}}{\partial x_i}$ | Doprinos nesigurnosti $u(x_i) \times c_i$ |
|---|----------|---|--|--|------------------|---|---|
| Nominalni rizik* | R | 57.5×10^{-3} 1/Gy | / | / | / | 0 | 0 |
| Varijabilnost uzorkovanja* | x_1 | 1 | Normalna | 0,15 | B | $277 \cdot 10^{-6}$ | $41,55 \cdot 10^{-6}$ |
| Pogrešno dijagnostikovanje bolesti* | x_2 | 1,2 | Normalna | 0,06 | B | $231 \cdot 10^{-6}$ | $13,86 \cdot 10^{-6}$ |
| Vremeska zavisnost* | x_3 | 0,8 | trapezoidalna | 0,15 | B | $346 \cdot 10^{-6}$ | $51,9 \cdot 10^{-6}$ |
| Primenljivost rezultata na druge populacije* | x_4 | 1,1 | Normalna | 0,12 | B | $252 \cdot 10^{-6}$ | $30,24 \cdot 10^{-6}$ |
| Greške u dozimetriji* | x_5 | 0,84 | Normalna | 0,11 | B | $330 \cdot 10^{-6}$ | $36,3 \cdot 10^{-6}$ |
| DDREF faktor | x_6 | 2,25 | uniformna (1,2):50% ; exp (>2): 50% | 1,05 | B | $123 \cdot 10^{-6}$ | $129,15 \cdot 10^{-6}$ |
| Koncentracija aktivnosti radionuklida u zemljištu | A | 37,7 Bq/kg | uniformna | 2,83 Bq/kg | B | $7,35 \cdot 10^{-6}$ (kg/Bq) | $20,8 \cdot 10^{-6}$ |
| Konverzioni faktor za proračun apsorbovane doze | D_{CF} | $0,5281 \times 10^{-9}$ (Gy/h)/(Bq/kg) | Normalna | $1,32 \cdot 10^{-11} \frac{\text{Gy/h}}{\text{Bq/kg}}$ | A | $524408 \frac{\text{Bq}}{\text{Gy kg}} \text{h}$ | $6,92 \cdot 10^{-6}$ |
| Vreme izlaganja | T | 306810 (h) | / | / | / | 0 | 0 |
| Procenjen mortalitet od malignog tumora | | 277×10^{-6} | Kombinovana nesigurnost = $\sqrt{\sum (u(x_i) \times c_i)^2} = 155 \times 10^{-6}$ | | | | |

$$\text{Rizik} = (x_1 x_2 x_3 x_4 x_5) \times \frac{2}{x_6} \times R \times A \times D_{CF} \times T \times \frac{1}{2}$$

$$\text{Rizik} = 277 \times 10^{-6} \pm 310 \times 10^{-6} \text{ za } k = 2 \text{ (95 \% verovatnoća)}$$

4.3.4 Procena mortaliteta

U tabelama 20 – 23 prikazani su rezultati procenjenih mortaliteta od malignog tumora usled izlaganja radionuklidima ^{232}Th , ^{238}U iz zemljišta putem inhalacije i ingestije za teritoriju Bele Crkve i Vršačkih planina. Proračun nije rađen za radionuklid ^{40}K pošto se koncentracija kalijuma održava konstantnom u organizmu usled homeostatske kontrole. U tabelama 24 – 26 prikazani su rezultati procenjenih mortaliteta od malignog tumora usled izlaganja radionuklidu ^{40}K i radionuklidima iz ^{232}Th -niza i ^{238}U -niza koji su gama-emiteri putem spoljašnjeg izlaganja, za teritoriju Bele Crkve i Vršačkih planina. Predstavljeni su rizici dobijeni metodom Monte Karlo kao i intervali merne nesigurnosti dobijeni metodom Monte Karlo i metodom po GUM-u.

Tabela 20. Procena mortaliteta od malignog tumora usled celoživotnog izlaganja radionuklidu ^{232}Th putem inhalacije za teritoriju Bele Crkve i Vršačkih planina

| Broj | Inhalacija ^{232}Th Lokacija | MC Rizik $\times 10^6$ | MC granice nesigurnosti (min, max) $\times 10^6$ (95 %) | GUM granice nesigurnosti (min, max) $\times 10^6$ |
|------|--|------------------------------|---|---|
| 1 | Bela Crkva - Vračevgajsko jezero 1 | 0,743 | 0,072 – 4,78 | 0 – 2,92 |
| 2 | Bela Crkva - Vračevgajsko jezero 2 | 0,514 | 0,015 – 3,83 | 0 – 2,03 |
| 3 | Bela Crkva - Šaransko jezero | 0,611 | 0,018 – 4,57 | 0 – 2,41 |
| 4 | Bela Crkva - Šljunkara | 0,430 | 0,013 – 3,21 | 0 – 1,70 |
| 5 | Bela Crkva - Glavno jezero | 0,391 | 0,011 – 2,92 | 0 – 1,55 |
| 6 | Kusić - reka Nera | 0,587 | 0,017 – 4,37 | 0 – 2,31 |
| 7 | Kaluđerovo | 0,595 | 0,017 – 4,44 | 0 – 2,35 |
| 8 | Crvena Crkva | 0,614 | 0,018 – 4,59 | 0 – 2,43 |
| 9 | Reka Karaš 1 | 0,589 | 0,017 – 4,40 | 0 – 2,32 |
| 10 | Reka Karaš 2 | 0,496 | 0,015 – 3,69 | 0 – 1,96 |
| 11 | Banatska Subotica | 0,574 | 0,017 – 4,27 | 0 – 2,27 |
| 12 | Dobričevo | 0,685 | 0,020 – 5,11 | 0 – 2,71 |
| 13 | Vojvodinci | 0,664 | 0,020 – 4,29 | 0 – 2,62 |
| | Vršačke planine | 0,645 | 0,019 – 4,83 | 0 – 2,54 |

Tabela 21. Procena mortaliteta od malignog tumora usled celoživotnog izlaganja radionuklidu ^{232}Th putem ingestije za teritoriju Bele Crkve i Vršackih planina

| Broj | Ingestija ^{232}Th Lokacija | MC Rizik $\times 10^6$ | MC granice nesigurnosti (min, max) $\times 10^6$ (95 %) | GUM granice nesigurnosti (min, max) $\times 10^6$ |
|------|---|---------------------------|--|--|
| 1 | Bela Crkva - Vračevgajsko jezero 1 | 0,387 | 0,015 – 1,85 | 0 – 1,34 |
| 2 | Bela Crkva - Vračevgajsko jezero 2 | 0,269 | 0,010 – 1,28 | 0 – 0,95 |
| 3 | Bela Crkva - Šaransko jezero | 0,319 | 0,012 – 1,52 | 0 – 1,09 |
| 4 | Bela Crkva - Šljunkara | 0,225 | 0,009 – 1,07 | 0 – 0,80 |
| 5 | Bela Crkva - Glavno jezero | 0,205 | 0,008 – 0,97 | 0 – 0,71 |
| 6 | Kusić - reka Nera | 0,307 | 0,012 – 1,46 | 0 – 1,08 |
| 7 | Kaluđerovo | 0,311 | 0,012 – 1,48 | 0 – 1,08 |
| 8 | Crvena Crkva | 0,322 | 0,012 – 1,53 | 0 – 1,12 |
| 9 | Reka Karaš 1 | 0,308 | 0,012 – 1,46 | 0 – 1,10 |
| 10 | Reka Karaš 2 | 0,259 | 0,010 – 1,24 | 0 – 0,90 |
| 11 | Banatska Subotica | 0,301 | 0,012 – 1,43 | 0 – 1,08 |
| 12 | Dobričevo | 0,358 | 0,014 – 1,71 | 0 – 1,25 |
| 13 | Vojvodinci | 0,347 | 0,013 – 1,65 | 0 – 1,20 |
| | Vršacke planine | 0,336 | 0,013 – 1,60 | 0 – 1,17 |

Tabela 22. Procena mortaliteta od malignog tumora usled celoživotnog izlaganja radionuklidu ^{238}U putem inhalacije za teritoriju Bele Crkve i Vršackih planina

| Broj | Inhalacija ^{238}U Lokacija | MC Rizik $\times 10^6$ | MC granice nesigurnosti (min, max) $\times 10^6$ (95 %) | GUM granice nesigurnosti (min, max) $\times 10^6$ |
|------|---|---------------------------|--|--|
| 1 | Bela Crkva - Vračevgajsko jezero 1 | 0,147 | 0,004 – 1,10 | 0 – 0,58 |
| 2 | Bela Crkva - Vračevgajsko jezero 2 | 0,117 | 0,003 – 0,87 | 0 – 0,46 |
| 3 | Bela Crkva - Šaransko jezero | 0,128 | 0,004 – 0,95 | 0 – 0,51 |
| 4 | Bela Crkva - Šljunkara | 0,131 | 0,004 – 0,98 | 0 – 0,52 |
| 5 | Bela Crkva - Glavno jezero | 0,089 | 0,003 – 0,66 | 0 – 0,35 |

| Broj | Inhalacija ²³⁸ U Lokacija | MC Rizik ×10 ⁶ | MC granice nesigurnosti (min, max)×10 ⁶ (95 %) | GUM granice nesigurnosti (min, max)×10 ⁶ |
|------|---|------------------------------|--|--|
| 6 | Kusić - reka Nera | 0,116 | 0,003 – 0,80 | 0 – 0,46 |
| 7 | Kaluđerovo | 0,123 | 0,004 – 0,92 | 0 – 0,49 |
| 8 | Crvena Crkva | 0,138 | 0,004 – 1,03 | 0 – 0,55 |
| 9 | Reka Karaš 1 | 0,093 | 0,003 – 0,69 | 0 – 0,37 |
| 10 | Reka Karaš 2 | 0,081 | 0,002 – 0,60 | 0 – 0,32 |
| 11 | Banatska Subotica | 0,115 | 0,003 – 0,85 | 0 – 0,45 |
| 12 | Dobričevo | 0,142 | 0,004 – 1,06 | 0 – 0,56 |
| 13 | Vojvodinci | 0,121 | 0,004 – 0,89 | 0 – 0,48 |
| | Vršačke planine | 0,091 | 0,003 – 0,68 | 0 – 0,36 |

Tabela 23. Procena mortaliteta od malignog tumora usled celoživotnog izlaganja radionuklidu ²³⁸U putem ingestije za teritoriju Bele Crkve i Vršačkih planina

| Broj | Ingestija ²³⁸ U Lokacija | MC Rizik ×10 ⁶ | MC granice nesigurnosti (min, max)×10 ⁶ (95 %) | GUM granice nesigurnosti (min, max)×10 ⁹ |
|------|--|------------------------------|--|--|
| 1 | Bela Crkva - Vračevgajsko jezero 1 | 0,152 | 0,015 – 0,58 | 0 – 0,45 |
| 2 | Bela Crkva - Vračevgajsko jezero 2 | 0,121 | 0,012 – 0,46 | 0 – 0,36 |
| 3 | Bela Crkva - Šaransko jezero | 0,132 | 0,013 – 0,50 | 0 – 0,39 |
| 4 | Bela Crkva - Šljunkara | 0,135 | 0,014 – 0,51 | 0 – 0,39 |
| 5 | Bela Crkva - Glavno jezero | 0,092 | 0,009 – 0,35 | 0 – 0,27 |
| 6 | Kusić - reka Nera | 0,121 | 0,012 – 0,46 | 0 – 0,35 |
| 7 | Kaluđerovo | 0,126 | 0,013 – 0,48 | 0 – 0,36 |
| 8 | Crvena Crkva | 0,143 | 0,014 – 0,54 | 0 – 0,42 |
| 9 | Reka Karaš 1 | 0,096 | 0,010 – 0,37 | 0 – 0,28 |
| 10 | Reka Karaš 2 | 0,083 | 0,008 – 0,31 | 0 – 0,25 |
| 11 | Banatska Subotica | 0,118 | 0,012 – 0,45 | 0 – 0,35 |
| 12 | Dobričevo | 0,147 | 0,015 – 0,56 | 0 – 0,42 |
| 13 | Vojvodinci | 0,125 | 0,113 – 0,47 | 0 – 0,36 |
| | Vršačke planine | 0,094 | 0,010 – 0,36 | 0 – 0,28 |

Tabela 24. Procena mortaliteta od malignog tumora usled celoživotnog izlaganja radionuklidima iz ^{238}U -niza putem spoljašnjeg izlaganja za teritoriju Bele Crkve i Vršačkih planina

| Broj | Spoljašnje izlaganje ^{238}U -niz Lokacija | MC rizik $\times 10^6$ | MC granice nesigurnosti (min, max) $\times 10^6$ (95 %) | GUM rizik $\times 10^6$ | GUM granice nesigurnosti (min, max) $\times 10^6$ |
|------|---|---------------------------|--|-------------------------------|---|
| 1 | Bela Crkva - Vračevgajsko jezero 1 | 288 | 83,3 – 657 | 242 | 0 – 512 |
| 2 | Bela Crkva - Vračevgajsko jezero 2 | 230 | 68,1 – 516 | 193 | 0 – 409 |
| 3 | Bela Crkva - Šaransko jezero | 250 | 73,8 – 566 | 210 | 0 – 445 |
| 4 | Bela Crkva - Šljunkara | 255 | 76,5 – 573 | 215 | 0 – 455 |
| 5 | Bela Crkva - Glavno jezero | 173 | 53,3 – 385 | 146 | 0 – 310 |
| 6 | Kusić - reka Nera | 227 | 68,3 – 511 | 192 | 0 – 406 |
| 7 | Kaluđerovo | 239 | 72,2 – 530 | 202 | 0 – 429 |
| 8 | Crvena Crkva | 270 | 78,6 – 606 | 227 | 0 – 480 |
| 9 | Reka Karaš 1 | 181 | 54 – 408 | 153 | 0 – 324 |
| 10 | Reka Karaš 2 | 156 | 47,7 – 351 | 132 | 0 – 280 |
| 11 | Banatska Subotica | 224 | 67,2 – 510 | 188 | 0 – 398 |
| 12 | Dobričevo | 279 | 81,6 – 627 | 234 | 0 – 495 |
| 13 | Vojvodinci | 236 | 70,3 – 529 | 198 | 0 – 420 |
| | Vršačke planine | 117 | 54,3 – 397 | 149 | 0 – 316 |

Tabela 25. Procena mortaliteta od malignog tumora usled celoživotnog izlaganja radionuklidima iz ^{232}Th -niza putem spoljašnjeg izlaganja, za teritoriju Bele Crkve i Vršačkih planina

| Broj | Spoljašnje izlaganje ^{232}Th -niz Lokacija | MC rizik $\times 10^6$ | MC granice nesigurnosti (min, max) $\times 10^6$ (95 %) | GUM rizik $\times 10^6$ | GUM granice nesigurnosti (min, max) $\times 10^6$ |
|------|--|---------------------------|--|-------------------------------|--|
| 1 | Bela Crkva - Vračevgajsko jezero 1 | 423 | 125 – 956 | 358 | 0 – 758 |
| 2 | Bela Crkva - Vračevgajsko jezero 2 | 295 | 89,8 – 660 | 248 | 0 – 524 |
| 3 | Bela Crkva - Šaransko jezero | 347 | 106 – 778 | 295 | 0 – 624 |

| Broj | Spoljašnje izlaganje ²³² Th-niz Lokacija | MC rizik ×10 ⁶ | MC granice nesigurnosti (min, max)×10 ⁶ (95 %) | GUM rizik ×10 ⁶ | GUM granice nesigurnosti (min, max)×10 ⁶ |
|------|---|------------------------------|--|----------------------------------|--|
| 4 | Bela Crkva - Šljunkara | 247 | 72,6 – 555 | 208 | 0 – 440 |
| 5 | Bela Crkva - Glavno jezero | 225 | 66,7 – 512 | 189 | 0 – 400 |
| 6 | Kusić - reka Nera | 337 | 101 – 752 | 283 | 0 – 599 |
| 7 | Kaluđerovo | 341 | 102 – 765 | 286 | 0 – 607 |
| 8 | Crvena Crkva | 352 | 105 – 806 | 297 | 0 – 628 |
| 9 | Reka Karaš 1 | 338 | 99,9 – 755 | 284 | 0 – 602 |
| 10 | Reka Karaš 2 | 284 | 84,4 – 641 | 239 | 0 – 507 |
| 11 | Banatska Subotica | 325 | 101 – 726 | 277 | 0 – 586 |
| 12 | Dobričevo | 394 | 119 – 892 | 331 | 0 – 702 |
| 13 | Vojvodinci | 382 | 114 – 863 | 321 | 0 – 680 |
| | Vršačke planine | 367 | 112 – 815 | 310 | 0 – 656 |

Tabela 26. Procena mortaliteta od malignog tumora usled celoživotnog izlaganja radionuklidu ⁴⁰K putem spoljašnjeg izlaganja, za teritoriju Bele Crkve i Vršačkih planina.

| Broj | Spoljašnje izlaganje ⁴⁰ K Lokacija | MC rizik ×10 ⁶ | MC granice nesigurnosti (min, max)×10 ⁶ (95 %) | GUM rizik ×10 ⁶ | GUM granice nesigurnosti ×10 ⁶ |
|------|---|------------------------------|--|-------------------------------|--|
| 1 | Bela Crkva - Vračevgajsko jezero 1 | 382 | 115 – 852 | 321 | 0 – 680 |
| 2 | Bela Crkva - Vračevgajsko jezero 2 | 343 | 100 – 781 | 289 | 0 – 612 |
| 3 | Bela Crkva - Šaransko jezero | 325 | 97 – 724 | 276 | 0 – 583 |
| 4 | Bela Crkva - Šljunkara | 317 | 94 – 722 | 266 | 0 – 563 |
| 5 | Bela Crkva - Glavno jezero | 334 | 101 – 740 | 280 | 0 – 594 |
| 6 | Kusić - reka Nera | 325 | 95,6 – 727 | 276 | 0 – 583 |
| 7 | Kaluđerovo | 302 | 90,3 – 685 | 256 | 0 – 542 |
| 8 | Crvena Crkva | 314 | 91,1 – 703 | 264 | 0 – 560 |
| 9 | Reka Karaš 1 | 314 | 91,7 – 708 | 264 | 0 – 560 |
| 10 | Reka Karaš 2 | 270 | 80,7 – 600 | 226 | 0 – 478 |
| 11 | Banatska Subotica | 364 | 111 – 826 | 308 | 0 – 653 |
| 12 | Dobričevo | 349 | 106 – 795 | 294 | 0 – 622 |
| 13 | Vojvodinci | 327 | 98,8 – 734 | 276 | 0 – 583 |
| | Vršačke planine | 604 | 183 – 1350 | 507 | 0 – 170 |

Srednja vrednost procenjenog mortaliteta za teritoriju Bele Crkve u slučaju inhalacije radionuklida ^{232}Th iznosi $0,58 \times 10^{-6}$ u opsegu od $0,39 \times 10^{-6}$ za lokaciju Bela Crkva- Glavno jezero do $0,74 \times 10^{-6}$ za lokaciju Bela Crkva - Vračevgajsko jezero 1. Srednja vrednost procenjenog mortaliteta za teritoriju Vrščkih planina iznosi $0,65 \times 10^{-6}$. U epidemiološkim studijama je uobičajeno da se mortalitet izražava kao broj smrtnih slučajeva na 100 000 stanovnika. Procenjen mortalitet može da se predstavi kao 0,058 smrtnih slučajeva na 100 000 stanovnika za teritoriju Bela Crkva i 0,065 smrtnih slučajeva na 100 000 stanovnika za teritoriju Vrščkih planina.

Srednja vrednost procenjenog mortaliteta za teritoriju Bele Crkve u slučaju ingestije radionuklida ^{232}Th iznosi $0,30 \times 10^{-6}$ u opsegu od $0,20 \times 10^{-6}$ za lokaciju Bela Crkva – Glavno jezero do $0,39 \times 10^{-6}$ za lokaciju Bela Crkva - Vračevgajsko jezero 1. Srednja vrednost procenjenog mortaliteta za teritoriju Vrščkih planina iznosi $0,34 \times 10^{-6}$. Procenjen mortalitet iznosi 0,03 smrtna slučaja na 100 000 stanovnika za teritoriju Bela Crkva i 0,034 smrtnih slučajeva na 100 000 stanovnika za teritoriju Vrščkih planina.

Srednja vrednost procenjenog mortaliteta za teritoriju Bele Crkve u slučaju inhalacije radionuklida ^{238}U iznosi $0,13 \times 10^{-6}$ u opsegu od $0,08 \times 10^{-6}$ za lokaciju Reka Karaš 2 do $0,15 \times 10^{-6}$ za lokaciju Bela Crkva - Vračevgajsko jezero 1. Srednja vrednost procenjenog mortaliteta za teritoriju Vrščkih planina iznosi $0,09 \times 10^{-6}$. Procenjen mortalitet iznosi 0,013 smrtnih slučajeva na 100 000 stanovnika za teritoriju Bela Crkva i 0,009 smrtnih slučajeva na 100 000 stanovnika za teritoriju Vrščkih planina.

Srednja vrednost procenjenog mortaliteta za teritoriju Bele Crkve u slučaju ingestije radionuklida ^{238}U iznosi $0,12 \times 10^{-6}$ u opsegu od $0,08 \times 10^{-6}$ za lokaciju Reka Karaš 2 do $0,15 \times 10^{-6}$ za lokaciju Bela Crkva- Vračevgajsko jezero 1. Srednja vrednost procenjenog mortaliteta za teritoriju Vrščkih planina iznosi $0,09 \times 10^{-6}$. Procenjen mortalitet iznosi 0,012 smrtnih slučajeva na 100 000 stanovnika za teritoriju Bela Crkva i 0,009 smrtnih slučajeva na 100 000 stanovnika za teritoriju Vrščkih planina.

Srednja vrednost procenjenog mortaliteta za teritoriju Bele Crkve u slučaju spoljašnjeg izlaganja radionuklidima iz ^{238}U -niza iznosi 231×10^{-6} u opsegu od 156×10^{-6} za lokaciju Reka Karaš 2 do 288×10^{-6} za lokaciju Bela Crkva- Vračevgajsko jezero 1. Srednja vrednost procenjenog mortaliteta za teritoriju Vrščkih planina iznosi 117×10^{-6} . Procenjen mortalitet iznosi 23,1 smrtnih slučajeva na 100 000 stanovnika za teritoriju

Bela Crkva i 11,7 smrtnih slučajeva na 100 000 stanovnika za teritoriju Vršачkih planina.

Srednja vrednost procenjenog mortaliteta za teritoriju Bele Crkve u slučaju spoljašnjeg izlaganja radionuklidima iz ^{232}Th -niza iznosi 330×10^{-6} u opsegu od 225×10^{-6} za lokaciju Bela Crkva - Glavno jezero do 423×10^{-6} za lokaciju Bela Crkva- Vračevgajsko jezero 1. Srednja vrednost procenjenog mortaliteta za teritoriju Vršачkih planina iznosi 367×10^{-6} . Procenjen mortalitet iznosi 33,0 smrtnih slučajeva na 100 000 stanovnika za teritoriju Bela Crkva i 36,7 smrtnih slučajeva na 100 000 stanovnika za teritoriju Vršачkih planina.

Srednja vrednost procenjenog mortaliteta za teritoriju Bele Crkve u slučaju spoljašnjeg izlaganja radionuklidu ^{40}K iznosi 328×10^{-6} u opsegu od 270×10^{-6} za lokaciju Reka Karaš 2 do 382×10^{-6} za lokaciju Bela Crkva- Vračevgajsko jezero 1. Srednja vrednost procenjenog mortaliteta za teritoriju Vršачkih planina iznosi 604×10^{-6} . Procenjen mortalitet iznosi 32,8 smrtnih slučajeva na 100 000 stanovnika za teritoriju Bela Crkva i 60,4 smrtnih slučajeva na 100 000 stanovnika za teritoriju Vršачkih planina.

U oblasti zaštite životne sredine, smatra se da su rizici za celoživotna izlaganja prihvatljivo mali ukoliko su reda veličine jedan u milion ili manji. Zdravstveni rizici reda veličine 10^{-4} i 10^{-5} za stanovništvo su predstavljeni kao rizici koji mogu da se tolerišu. Zdravstveni rizici reda veličine 10^{-6} su prihvatljivi rizici za koje dalje ne moraju da se sprovode mere zaštite [100]. U okviru ovog rada dobijeni zdravstveni rizici su reda veličine 10^{-7} za inhalaciju i ingestiju radionuklida ^{232}Th i ^{238}U i reda veličine 10^{-4} za spoljašnje izlaganje gama-emiterima iz ^{238}U -niza, ^{232}Th -niza i ^{40}K . Imajući u vidu da se radi o izlaganju prirodnim radionuklidima koji se nalaze u zemljištu kao i to da se radi o neobrađivom zemljištu u okviru oblasti sa intenzivnom poljoprivrednom aktivnošću, ne preduzimaju se nikakve mere da bi se rizici smanjili.

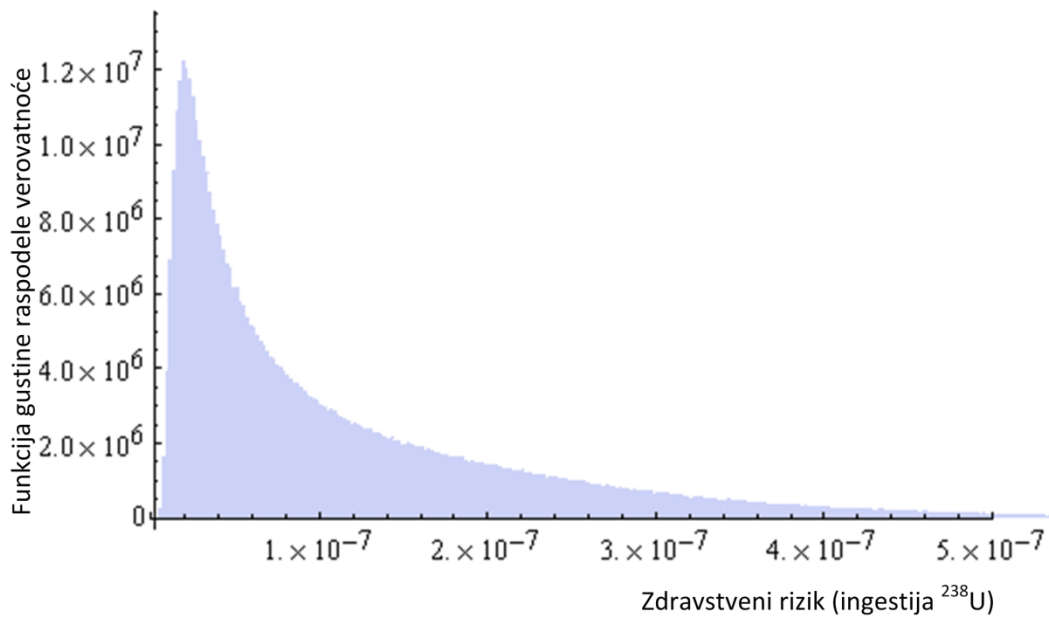
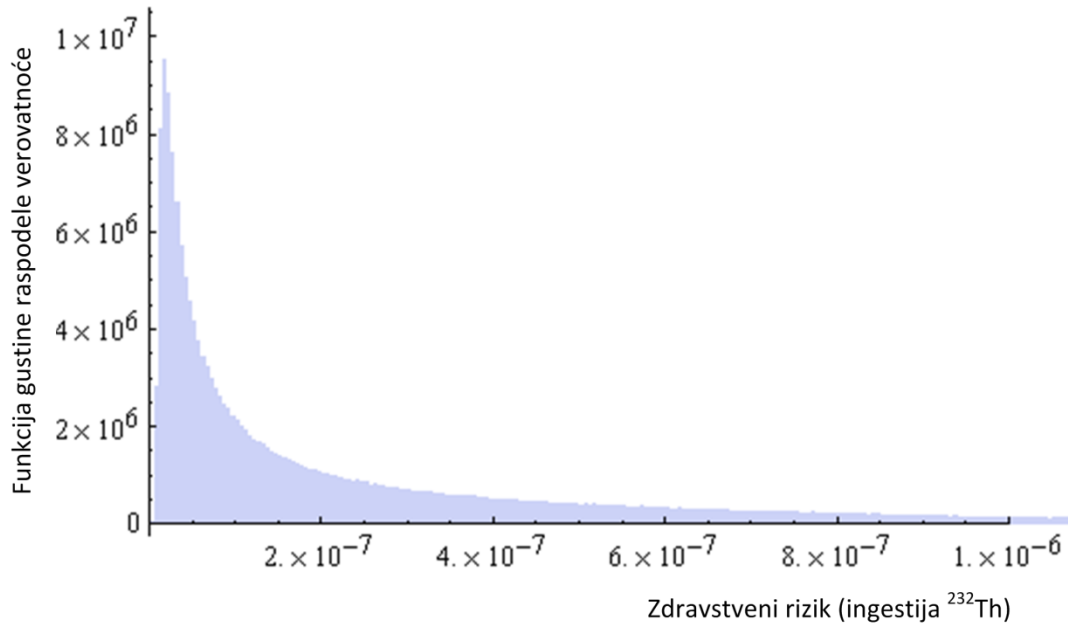
Rizici su procenjeni i za lokacije na Vršачkim planinama na kojima su izmerene najveće koncentracije aktivnosti radionuklida ^{232}Th , ^{238}U i ^{40}K (tabela 8, slike 17-19). Na lokaciji broj 15 je izmerena najveća koncentracija aktivnosti radionuklida ^{232}Th od (90 ± 13) Bq/kg. Procenjeni mortalitet za lokaciju 15 u slučaju inhalacije radionuklida ^{232}Th iznosi $1,38 \times 10^{-6}$ u granicama nesigurnosti od $0,04 \times 10^{-6}$ do $10,2 \times 10^{-6}$. Procenjeni mortalitet u slučaju ingestije radionuklida ^{232}Th iznosi $0,72 \times 10^{-6}$ u granicama

nesigurnosti od $0,03 \times 10^{-6}$ do $3,43 \times 10^{-6}$. Procenjeni mortalitet u slučaju spoljašnjeg izlaganja radionuklidima iz ^{232}Th -niza iznosi 784×10^{-6} u granicama nesigurnosti od 229×10^{-6} do 1760×10^{-6} .

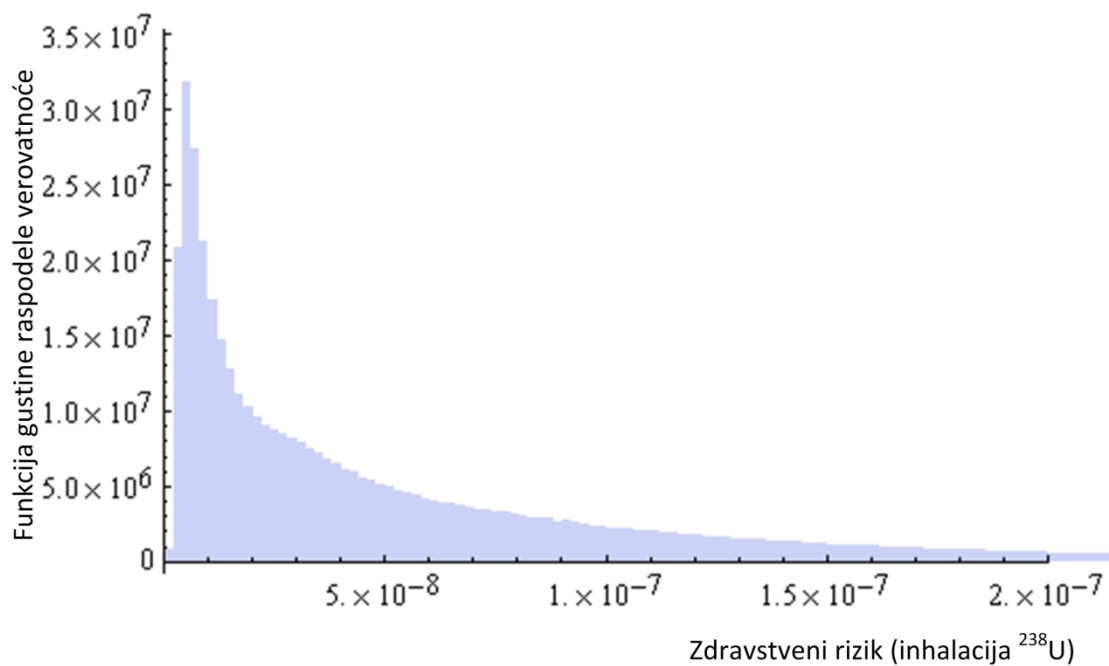
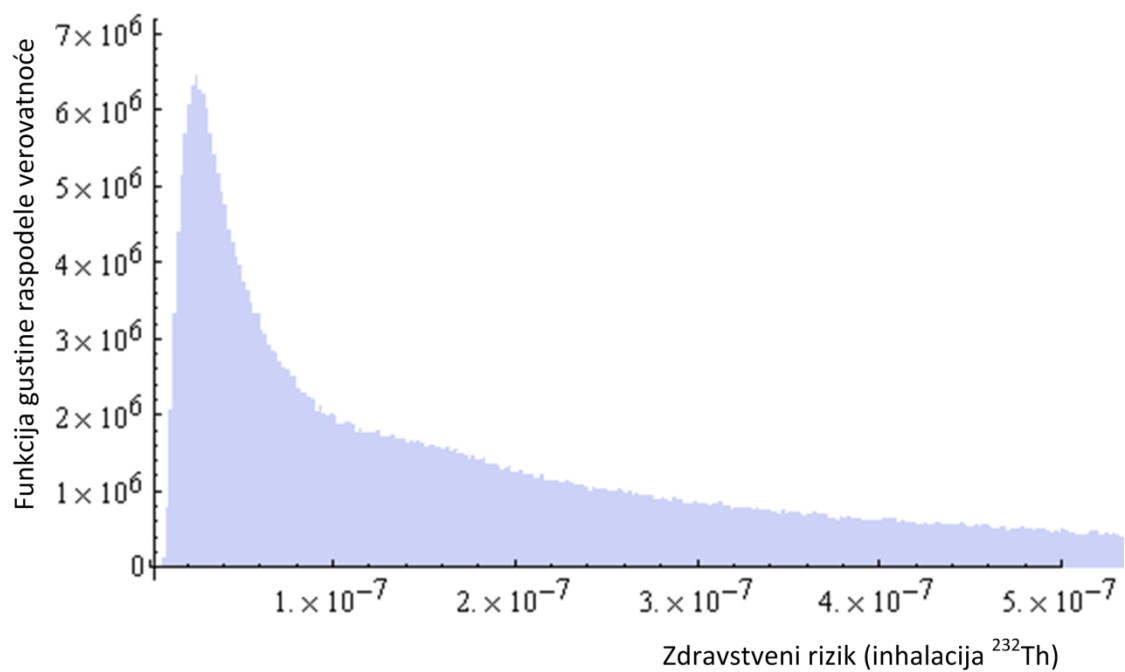
Na lokaciji broj 13 je izmerena najveća koncentracija aktivnosti radionuklida ^{238}U od (72 ± 11) Bq/kg. Procenjeni mortalitet za lokaciju 13 u slučaju inhalacije radionuklida ^{238}U iznosi $0,24 \times 10^{-6}$ u granicama nesigurnosti od $0,007 \times 10^{-6}$ do $1,76 \times 10^{-6}$. Procenjenog mortalitet u slučaju ingestije radionuklida ^{238}U iznosi $0,25 \times 10^{-6}$ u granicama nesigurnosti od $0,02 \times 10^{-6}$ do $0,93 \times 10^{-6}$. Procenjenog mortalitet u slučaju spoljašnjeg izlaganja radionuklidima iz ^{238}U -niza iznosi 467×10^{-6} u granicama nesigurnosti od 137×10^{-6} do 1040×10^{-6} .

Na lokaciji broj 33 je izmerena najveća koncentracija aktivnosti radionuklida ^{40}K od (3000 ± 450) Bq/kg. Procenjenog mortalitet za lokaciju 33 u slučaju spoljašnjeg izlaganja radionuklidu ^{40}K iznosi 1910×10^{-6} u granicama nesigurnosti od 563×10^{-6} do 4330×10^{-6} .

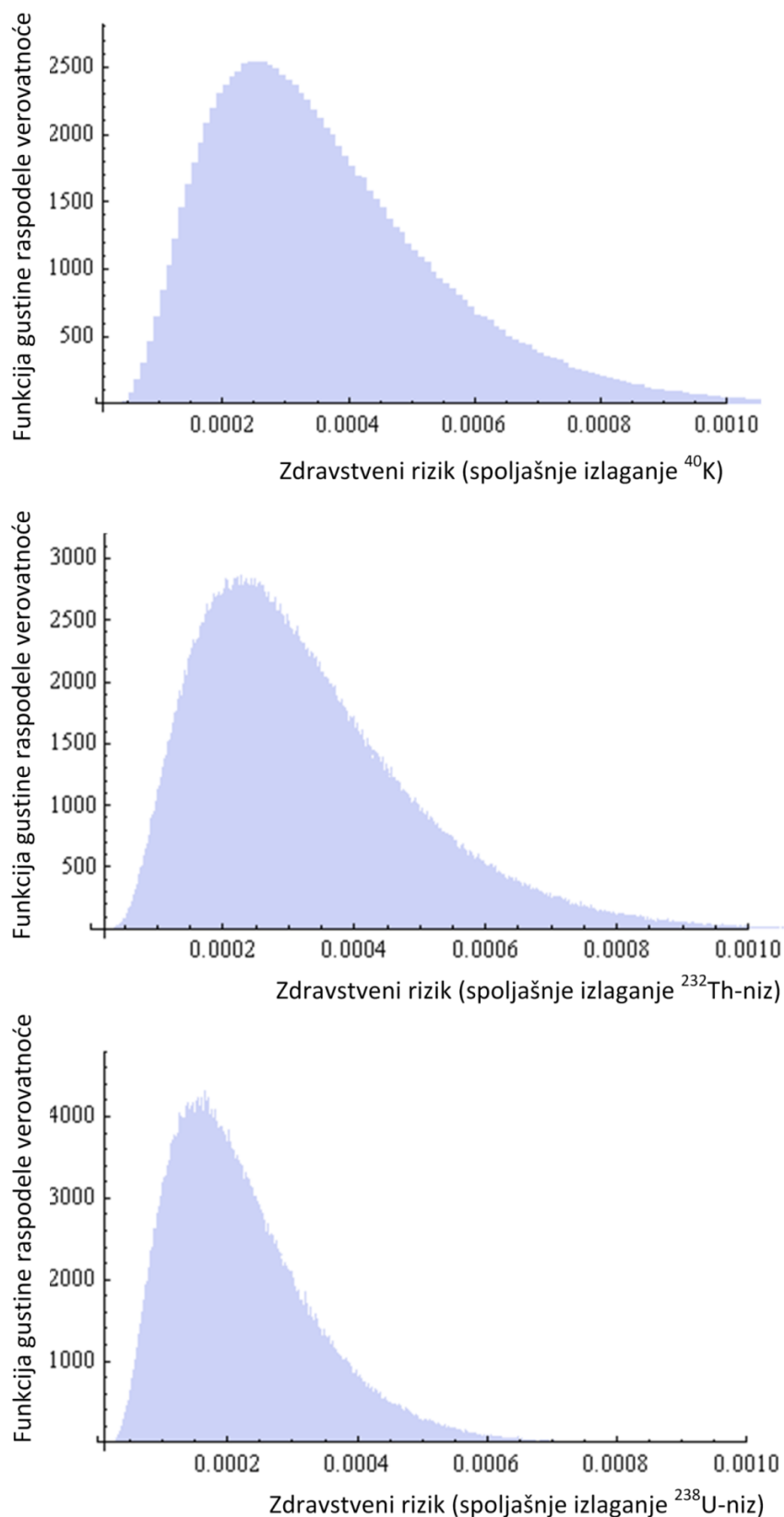
Procenjeni zdravstveni rizici usled izlaganja radionuklidima putem inhalacije, ingestije i spoljašnjeg izlaganja, imaju funkciju gustine raspodele verovatnoće blisku log-normalnoj. Dobijene funkcije gustine raspodele verovatnoće zdravstvenih rizika za inhalaciju, ingestiju i spoljašnje izlaganje radionuklidima ^{232}Th , ^{238}U i ^{40}K iz zemljišta za teritoriju Banatske Subotice predstavljene su na slikama 29 - 31.



Slika 29. Funkcija gustine raspodele verovatnoće zdravstvenog rizika procenjenog metodom Monte Karlo usled ingestije ^{232}Th i ^{238}U .



Slika 30. Funkcija gustine raspodele verovatnoće zdravstvenog rizika procenjenog metodom Monte Karlo usled inhalacije ^{232}Th i ^{238}U .

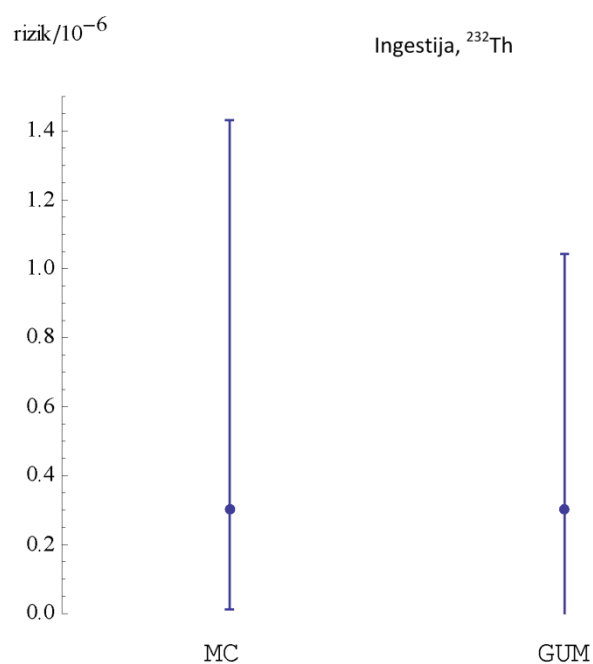


Slika 31. Funkcija gustine raspodele verovatnoće zdravstvenog rizika procenjenog metodom Monte Karlo usled spoljašnjeg izlaganja radionuklidima iz $^{232}\text{Th-niza}$, $^{238}\text{U-niza}$ i ^{40}K .

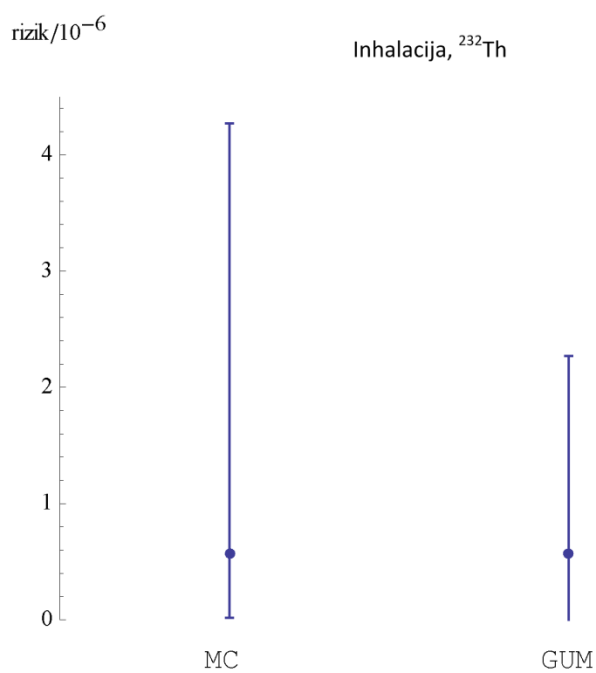
Na slikama 32 - 34 je prikazano poređenje dobijenih intervala nesigurnosti za procenjen mortalitet od malignog tumora usled izlaganja radionuklidu ^{232}Th putem inhalacije i ingestije kao i usled spoljašnjeg izlaganja radionuklidima iz ^{232}Th niza, za teritoriju Banatske Subotice prema dve metode (MC i GUM).

Primećuje se da su, u slučaju inhalacije i ingestije obe metode dale iste procene rizika međutim intervali merne nesigurnosti se donekle razlikuju. Pošto se po GUM riziku dodeljuju simetrične granice nesigurnosti, za donju granicu se dobijaju negativne vrednosti tako da se za donju granicu uzima nulta vrednost. Metoda Monte Karlo daje nesimetrične granice za interval nesigurnosti što znatno realnije opisuje zdravstveni rizik kao izlaznu veličinu imajući u vidu definisane ulazne parametare.

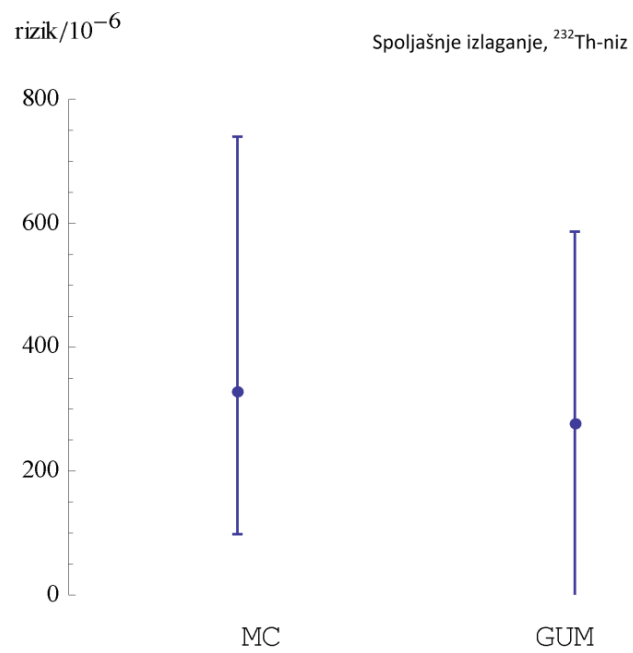
U slučaju spoljašnjeg izlaganja, različite su i same procene rizika prema dve metode kao i intervali nesigurnosti usled specifičnosti modela. Ukoliko se radi procena rizika metodom Monte Karlo, propagacijom modela prvo se formira niz izlaznih veličina nakon čega se traži srednja vrednost niza. Kada se radi procena rizika po GUM, u propagaciju modela ulaze srednje vrednosti ulaznih veličina i dobija se jedna vrednost za izlaznu veličinu. U slučaju inhalacije i ingestije obe metode su davale istu procenu rizika pošto je u modelu bila samo operacija množenja. U slučaju spoljašnjeg izlaganja, u modelu postoji i količnik pri čemu se u imeniocu nalazi velična sa velikom nesigurnošću (DDREF). U slučaju takvog modela, dve metode MC i GUM, daju različite vrednosti procenjenog rizika tako da su u predstavljenim rezultatima uočljive razlike od 20 %.



Slika 32. Poređenje intervala nesigurnosti za procenjen mortalitet od malignih tumora, dobijenih prema dve metode: MC i GUM.



Slika 33. Poređenje intervala nesigurnosti za procenjen mortalitet od malignih tumora usled inhalacije ^{232}Th , dobijenih prema dve metode: MC i GUM.



Slika 34. Poređenje intervala nesigurnosti za procenjen mortalitet od malignih tumora usled spoljašnjeg izlaganja radionuklidima iz ²³²Th-niza, dobijenih prema dve metode: MC i GUM.

5 Zaključak

U ovoj disertaciji je procenjivan rizik po zdravlje stanovništva usled spoljašnjeg i unutrašnjeg izlaganja prirodnim radionuklidima poput ^{238}U , ^{232}Th i ^{40}K iz zemljišta. Veličina koja je opisivala zdravstveni rizik je mortalitet od malignih tumora, usled celoživotnog izlaganja radionuklidima putem inhalacije, direktne ingestije i spoljašnjeg izlaganja. Zdravstveni rizik je procenjen na osnovu izmerenih koncentracija aktivnosti prirodnih radionuklida metodom gama-spektrometrije, procenjenih apsorbovanih doza za detektor od tkivno-ekvivalentnog materijala u vazduhu korišćenjem računarskog programa MCNPX, zasnovanom na primeni metode Monte Karlo (u slučaju spoljašnjeg izlaganja), definisanih parametara izlaganja i obradom dobijenih rezultata, uključujući i ocenu nesigurnosti utvrđenih rizika, takođe primenom tehnika Monte Karlo. Zdravstveni rizik po stanovništvo je procenjivan za teritoriju Bela Crkva - Vršačke planine, usled dominantne poljoprivredne aktivnosti stanovništva kao i rastućeg turističkog značaja.

Merenjem radioaktivnosti zemljišta metodom gama-spektrometrije, dobijena je srednja vrednost koncentracije aktivnosti za teritoriju opštine Bela Crkva i iznosi *i*) 37,9 Bq/kg, u opsegu (25,7 – 48,7) Bq/kg, za ^{232}Th , *ii*) 35,9 Bq/kg, u opsegu (24,4 – 44,7) Bq/kg za ^{238}U , i *iii*) 515 Bq/kg, u opsegu (420 – 598) Bq/kg, za ^{40}K . Sve navedene minimalne i maksimalne vrednosti koncentracija aktivnosti radionuklida ^{232}Th , ^{238}U i ^{40}K odnose se na aluvijalno zemljište. Srednja vrednost koncentracije aktivnosti za teritoriju Vršačkih planina iznosi *i*) 42,2 Bq/kg, u opsegu (1,0 – 90,5) Bq/kg za ^{232}Th , *ii*) 27,6 Bq/kg u opsegu (27,59 – 72,04) Bq/kg za ^{238}U , i *iii*) 945 Bq/kg u opsegu (82 – 3000) Bq/kg, za ^{40}K . Dobijene srednje vrednosti koncentracije aktivnosti radionuklida ^{232}Th , ^{238}U za teritorije Bele Crkve i Vršačkih planina uporedive su sa svetskim prosekom od 45 Bq/kg za ^{232}Th i 33 Bq/kg za ^{238}U , dok su srednje vrednosti koncentracije aktivnosti za ^{40}K veće, posebno za teritoriju Vršačkih planina, u odnosu na svetski prosek, od 420 Bq/kg.

Prilikom procene zdravstvenog rizika usled spoljašnjeg izlaganja radionuklidima koji se nalaze u zemljištu, veoma bitan korak je procena apsorbovane doze u vazduhu na visini od 1 m od tla za detektor od tkivno-ekvivalentnog materijala. Numerički

eksperiment zasnovan na metodi Monte Karlo se pokazao kao veoma značajan zbog mogućnosti određivanja doprinosa pojedinačnih radionuklida ukupnoj jačini apsorbovane doze. Srednja vrednost jačine apsorbovane doze za teritoriju Bele Crkve iznosi 53,6 nGy/h, sa opsegom od (43,0 – 66,2) nGy/h. Srednja vrednost jačine apsorbovane doze za celu teritoriju Vršackih planina iznosi 68 nGy/h, sa opsegom od (20 – 143) nGy/h.

Zdravstveni rizici procenjeni metodom Monte Karlo su reda veličine 0,01 smrtnih slučajeva od malignih tumora na 100 000 stanovnika (10^{-7} po stanovniku) za inhalaciju i ingestiju radionuklida ^{232}Th i ^{238}U i reda veličine 10 smrtnih slučajeva od malignih tumora na 100 000 stanovnika (10^{-4} po stanovniku) za spoljašnje izlaganje gama-emiterima iz ^{238}U -niza, ^{232}Th -niza i ^{40}K . Prema regulativi koja se primanjuje u zaštiti stanovništva i profesionalno izloženih lica od kancerogena iz spoljašnje sredine, rizici po stanovniku reda veličine 10^{-4} mogu da se tolerišu, dok su rizici reda veličine 10^{-6} prihvatljivi.

Prilikom procene zdravstvenih rizika, koriste se koeficijenti za procenu mortaliteta po unetoj jediničnoj aktivnosti u organizam ili mortaliteta po jedinici apsorbovane doze, koji mogu da se pronađu u relevantnoj literaturi. Ovakve koeficijente karakterišu velike nesigurnosti, (i za red veličine veći od vrednosti samih koeficijenata), što unosi veliku nesigurnost u procene rizika. Uopšte, upotreba metode Monte Karlo za procenu merne nesigurnosti dobijenih zdravstvenih rizika se pokazala opravdanom, zbog velikih mernih nesigurnosti ulaznih veličina unetih u matematički model kao i zbog varijabilnosti koja karakteriše parametre izlaganja. Pokazalo se da izlazna veličina, zdravstveni rizik, ima gotovo uvek log-normalnu funkciju raspodele gustine verovatnoće, tako da su donja i gornja granica merne nesigurnosti za interval od 95 % poverenja izrazito nesimetrično raspoređene u odnosu na samu ocenu vrednosti rizika. To je, uglavnom, bila i osnovna razlika u rezultatima dobijeni primenom metode Monte Karlo i osnovne metode po GUM.

Prilikom procene zdravstvenih rizika usled izlaganja niskim dozama i niskim jačinama doza jonizujućeg zračenja, veliki izazov predstavlja utvrđivanje zavisnosti pojave stohastičkih efekata od primljenih doza usled velikih nesigurnosti koje su uvedene samom ekstrapolacijom rezultata do nulte doze prema LNT modelu. U budućnosti je

potrebno usmeriti veliku pažnju na epidemiološka istraživanja populacija koje žive na teritorijama sa povećanom prirodnom radioaktivnošću, pošto takve studije daju direktnu procenu rizika. Izazov predstavlja i normiranje koeficijenta za procenu mortaliteta od malignih tumora usled izlaganja jonizujućem zračenju, za populacije od interesa za koje se procene rizika i rade. Takođe, pošto se često zdravstveni rizici procenjuju na osnovu generičkih vrednosti i funkcija gustina raspodela verovatnoća za parametre izlaganja, za svaku populaciju od interesa bi trebalo razviti specifične funkcije gustina raspodela verovatnoća parametara izlaganja koji uzimaju u obzir način života i klimatske i druge faktore date oblasti.

6 Literatura

1. M. Pöschl, L. Nollet, Radionuclide Concentrations in Food and the Environment. Taylor and Francis, (2007).
2. UNSCEAR, Sources and effects of ionizing radiation. Report to General Assembly, with Scientific Annexes. United Nations, New York, (2000).
3. IAEA, Programmes and Systems for Source and Environmental Radiation Monitoring, Safety Reports Series No. 64. IAEA, Vienna, (2010).
4. M. B. Tereesh, M. B. Radenkovic, J. Kovacevic, S. S. Miljanic, Terrestrial Radioactivity of the Jabal Eghei Area in Southern Libya and Assessment of the Associated Environmental Risks. *Radiat. Prot. Dosim.* 153(4):475–484, (2013).
5. Pravilnik o monitoringu radioaktivnosti, "Sl. glasnik RS", br. 97/2011, (2011).
6. L. Kabata-Pendias, H. Pendias, Trace Elements in Soil and Plants. CRC Press, (2001).
7. B. A. Powell, L. D. Hughes, A. M. Soreefan, D. Falta, A. Wall, T. A. DeVol, Elevated Concentrations of Primordial Radionuclides in Sediments from the Reedy River and Surrounding Creeks in Simpsonville, South Carolina. *J. Environ. Rad.* 94(3):121-128, (2007).
8. Lj. Janković Mandić, Radioaktivnost zemljišta Beograda: distribucija prirodnih i veštačkih radionuklida i procena radijacionog izlaganja stanovništva. Doktorska disertacija, Fakultet za fizičku hemiju, Univerzitet u Beogradu, (2011).
9. B. Gajić, Fizika zemljišta. Univerzitet u Beogradu, Poljoprivredni fakultet, Beograd, (2006).
10. M. Krmar, J. Slivka, E. Varga, I. Bikit, M. Vesković, Correlations of natural radionuclides in sediment from Danube. *J. Geochem. Explor.* 100:20–24, (2009).
11. S. Dragović, Lj. Janković, A. Onjia, G. Bačić, Distribution of primordial radionuclides in surface soils from Serbia and Montenegro. *Radiat. Meas.* 41:611-616, (2006).

12. I. Bikit, J. Slivka, Lj. Čonkić, M. Krmar, M. Vesković, N. Žikić-Todorović, E. Varga, S. Čurčić, D. Mrdja, Radioactivity of the soil in Vojvodina (northern province of Serbia and Montenegro). *J. Environ. Rad.* 78:11–19, (2005).
13. I. Bikit, E. Varga, Lj. Čonkić, J. Slivka, D. Mrđa, S. Čurčić, N. Žikić-Todorović, M. Vesković, Radioactivity of the Bega sediment—case study of a contaminated canal. *Appl. Radiat. Isot.* 63:261–266, (2005).
14. N. Todorovic, I. Bikit, D. Mrdja, J. Slivka, S. Forkapic, M. Veskovic, Search for TENORM in the Tisza River sediment. *J. Radiat. Res.* 49(3):241-248, (2008).
15. M. Krmar, E. Varga, J. Slivka, Correlations of natural radionuclides in soil with those in sediment from the Danube and nearby irrigation channels. *J. Environ. Radioactiv.* 117:31-35, (2013).
16. Review of Radiation Oncology Physics: A Handbook for Teachers and Students, Ed. Ervin B. Podgorsak. IAEA, Vienna, (2003).
17. Biomolecular Action of Ionizing Radiation, Ed. Shirley Lehnert. CRC Press New York, (2007).
18. DNA Repair in Cancer Therapy, Ed. L. C. Panasci, M. A. Alaoui-Jamali. Human Press, New Jersey, (2004).
19. M. L. Hegde, T. K. Hazra, S. Mitra, Early steps in the DNA base excision/single-strand interruption repair pathway in mammalian cells. *Cell Res.* 18:27–47,(2008).
20. S. Burma, B. Chen, D. Chen, Role of non-homologous end joining (NHEJ) in maintaining genomic integrity. *DNA repair.* 5:1042–1048, (2006).
21. M. L. Hefferina, A. E. Tomkinson, Mechanism of DNA double-strand break repair by non-homologous end joining. *DNA Repair.* 4:639–648, (2005).
22. D. Savić Pavićević, G. Matic, Molekularna biologija 1. NNK internacional Beograd, (2011).
23. ICRP (International Commission on Radiological Protection), Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 60. Annals of the ICRP. Pergamon Press, (1990).

24. J. H. Houtgraaf , J. Versmissena, W. J. van der Giessenb, A concise review of DNA damage checkpoints and repair in mammalian cells. *Cardiovasc. Revasc. Med.* 7:165–172, (2006).
25. J. D. Brenner, R. Doll, T. D. Goodhead, E. J. Hall, C. E. Land, J. B. Little, J. H. Lubin, D. L. Preston, R. J. Preston, J. S. Puskin, E. Ron, R. K. Sachs, J. M. Samet, R. B. Setlow, M. Zaider, Cancer risks attributable to low doses of ionizing radiation: Assessing what we really know. *PNAS.* 100:13761-13766, (2003).
26. J. D. Brenner, K. R. Sachs, Estimating radiation-induced cancer risks at very low doses: rationale for using a linear no-threshold approach. *Radiat. Environ. Biophys.* 44:253-256, (2006).
27. V. Spasic Jokic, Health Risks Associated with Low Dose Ionizing Radiation, In: Risk Assessment and Management, Ed. Zhiyong Zhang. AcademyPublish, pp: 499-528, USA, (2012).
28. D. Popovic, D. Todorovic, V. Spasic Jokic, J. Nikolic, J. Ajtic, Contents of Radionuclides in Soils in Serbia: Dose Calculations and Environmental Risk Assessment, In: Advances in Environmental Research, Ed. J.A. Daniels, chapter 3, vol. 6, pp: 91-134. Nova Science Publishers, New York, (2010).
29. Committee to Assess health Risks from Exposure to Low levels of Ionizing Radiation, National Research Council, Health Risks from Exposure to Low levels of Ionizing Radiation BEIR VII Phase 2. The National Academies Press, Washington, D.C., (2006).
30. J. D. Brenner, W. Huda, Effective dose: A Useful Concept in Diagnostic Radiology? *Radiat. Prot. Dosim.* 128(4):503-508, (2008).
31. J. D. Brenner, Effective dose: flawed concept that could and should be replaced. *BJR.* 81: 521-523, (2008).
32. M. Nieuwenhuijsen, D. Paustenbach, R. Duarte-Davidson, New developments in exposure assessment: The impact on the practice of health risk assessment and epidemiological studies. *Environ. Int.* 32:996–1009, (2006).
33. R. Bonita, R. Beaglehole, T. Kjellstrom, Basic Epidemiology, 2nd ed. WHO Press, Geneva, (2006).

34. U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Cancer Risk Coefficients for Environmental Exposure to Radionuclides, Federal Guidance Report 13, EPA 402 –R-99 -001. Oak Ridge National Laboratory, Washington, (1999).
35. C. J. Martin, The LNT model provides the best approach for practical implementation of radiation protection. *BJR*. 78:14-16, (2005).
36. L. T. Dauer, A. L. Brooks, D. G. Hoel, W. F. Morgan, D. Stram, P. Tran, Review and evaluation of updated research on the health effects associated with low-dose ionizing radiation. *Radiat. Prot. Dosim.* 140(2):103–136, (2010).
37. M. Tubiana, L. E. Feinendegen, C. Yang, J. M. Kaminski, The linear no-threshold relationship is inconsistent with radiation biologic and experimental data. *Radiology*. 251(1):13–22, (2009).
38. Lj. Župunski, V. Spasić Jokić, V. Gordanić. Chapter: Low dose exposure to radionuclides in soil, In Radionuclides: Sources, Properties and Hazards, Ed. Javier Guillén Gerada, pp 151-169. Nova Science Publishers, Inc., New York, (2012).
39. S. Salomaa, K. M. Prise, M. J. Atkinson, A. Wojcik, A. Auvinen, B. Grosche, L. Sabatier, J. R. Jourdain, E. Salminen, S. Baatout, U. Kulka, H. Rabus, E. Blanchardon, D. Averbeck, W. Weiss, State of the art in research into the risk of low dose radiation exposure—findings of the fourth MELODI workshop. *J. Radiol. Prot.* 33:589–603, (2013).
40. R. J. Preston, J. D. Boice, A. B. Brill, R. Chakraborty, R. Conolly, F. O. Hoffman, R. W. Hornung, D. C. Kocher, C. E. Land, R. E. Shore, G. Ewoloschak, Uncertainties in estimating health risks associated with exposure to ionising radiation. *J. Radiol. Prot.* 33:573–588, (2013).
41. M. P. Little, R. Wakeford, E. J. Tawn, S. D. Bouffler, A. Berrington de Gonzalez, Risks Associated with Low Doses and Low Dose Rates of Ionizing Radiation: Why Linearity May Be (Almost) the Best We Can Do. *Radiology*. Volume 251, Number 1, (2009). DOI 10.1148/radiol.2511081686
42. U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Policy for Use of Probabilistic Analysis in Risk Assessment at the U.S. Environmental Protection Agency, (1997). Dostupno na: <http://www.epa.gov/spc/pdfs/probpol.pdf>

43. U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Risk Assessment Forum, Guiding Principles for Monte Carlo Analysis, EPA/630/R-97/001. Washington, DC, (1997). Dostupno na: <http://www.epa.gov/raf/publications/pdfs/montecar.pdf>
44. S. R. Poulter, Monte Carlo Simulation in Environmental Risk Assessment — Science, Policy And Legal Issues. In: Risk: Health, Safety & Environment, (1998). Dostupno na: <http://ipmall.info/risk/vol9/winter/poulter.pdf>
45. BIPM, Evaluation of measurement data — Supplement 1 to the “Guide to the expression of uncertainty in measurement” — Propagation of distributions using a Monte Carlo method. JCGM 101:2008, (2008). Dostupno na: <http://www.bipm.org>
46. BIPM, Evaluation of measurement data — Guide to the expression of uncertainty in measurement, JCGM 100:2008, (2008). Dostupno na: <http://www.bipm.org>
47. Handbook of radiotherapy physics, Theory and Practice, Ed. P. Mayles, A. Nahum, J. Rosenwald. Taylor and Francis, New York, (2007).
48. V. Spasic Jokic, M. Zdraveska Kocovska, New Technique for Effective Dose Estimation Using Monte Carlo Simulation for the Patients Undergoing Radioiodine Therapy. *Measurement*. 46(1):795–802, (2013).
49. A. Clouvas, S. Xanthos, M. Antonopoulos-Domis, J. Silva, Monte Carlo calculation of dose rate conversion factors for external exposure to photon emitters in soil. *Health Phys*. 78(3):295-302, (2000).
50. K. Saito, P. Jacob, Gamma Ray Fields in the Air Due to Sources in the Ground. *Radiat. Prot. Dosim*. 58(1):29-45, (1995).
51. E. A. Ainsbury, E. Bakhanova, J. F. Barquinero, M. Brai, V. Chumak, V. Correcher, F. Darroudi, P. Fattibene, G. Gruel, I. Guclu, S. Horn, A. Jaworska, U. Kulka, C. Lindholm, D. Lloyd, A. Longo, M. Marrale, O. Monteiro Gil, U. Oestreicher, J. Pajic, B. Rakic, H. Romm, F. Trompier, I. Veronese, P. Voisin, A. Vral, C. A. Whitehouse, A. Wieser, C. Woda, A. Wojcik, K. Rothkamm, Review of retrospective dosimetry techniques for external ionizing radiation exposures. *Radiat. Prot. Dosim*. 147(4):573–592, (2011).

52. ICRP (International Commission on Radiological Protection), Conversion Coefficients for use in Radiological Protection against External Radiation, ICRP Publication 74. *Annals of the ICRP*, 26 (3-4). Pergamon Press, (1996).
53. J. Daures, J. Gouriou, J. M. Bordy, Conversion coefficients from air kerma to personal dose equivalent Hp(3) for eyelense dosimetry. Rapport CEA-R-6235, Commissariat à l'Energie Atomique-France, (2009).
54. K. G. Veinot, N. E. Hertel, Personal dose equivalents conversion coefficients for photons to 1 GeV. *Radiat. Prot. Dosim.* 145(1):28–35, (2011).
55. M. A. F. Lima, A. X Silva, V. R. Crispim, Calculation of conversion coefficients for clinical photon spectra using the MCNP code. *Radiat. Prot. Dosim.* 111(1):9–12, (2004).
56. V. Spasic Jokic, M. Orlic. Procena efektivne doze Monte Karlo metodom kod pacijenata tretiranih ¹³¹I. Seminar Elektrotehnika u medicini, Novi Sad, (2010).
57. W. S. Snyder, M. R. Ford, G. Warner, H. L. Fisher, MIRD Pamphlet #5 Revised: Estimates of Absorbed Fractions for Monoenergetic Photon Sources Uniformly Distributed in Various Organs of a Heterogeneous Phantom. *J. Nucl. Med.* (1969).
58. Nuclear Energy Agency (NEA), Computer Program Abstracts Catalogue. Dostupno na: <http://www.oecd-nea.org/tools/abstract/list>
59. M. Stabin, *Fundamentals of Nuclear Medicine Dosimetry*. Springer, (2008).
60. G. Sgouros, J. C. Roeske, M. R. McDevitt, S. Palm, B. J. Allen, D. R. Fisher, A. B. Brill, H. Song, R. W. Howell, G. Akabani. MIRD Pamphlet No. 22 (Abridged): Radiobiology and Dosimetry of α -Particle Emitters for Targeted Radionuclide Therapy. *J. Nucl. Med.* 51:311–328, (2010).
61. ICRP (International Commission on Radiological Protection), Adult Reference Computational Phantoms, ICRP Publication 110. *Annals of the ICRP*, 39 (2). Pergamon Press, (2009).
62. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Public Health Service (ATSDR), Toxicological Profile for Uranium, (1999). Dostupno na: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp150-c2.pdf>
63. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Public Health Service (ATSDR) In collaboration with: U.S. Environmental Protection Agency,

- Toxicological Profile for Thorium, (1990). Dostupno na:
<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp147-c2.pdf>
64. IARC (International agency for research on cancer), IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans, ionizing radiation part 2: some internally deposited radionuclides, volume 78. IARC Press, Lyon, (2001).
 65. ICRP (International Commission on Radiological Protection), Human respiratory tract model for radiological protection, ICRP publication 66. Annals of the ICRP, 26(1). Pergamon, Oxford, (1994).
 66. ICRP (International Commission on Radiological Protection), Limits for intakes of radionuclides by workers, part 1, ICRP publication 30. Annals of the ICRP, 2 (3/4). Pergamon Press, Oxford, (1979).
 67. ICRP (International Commission on Radiological Protection), Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides, part 3, ingestion dose coefficients, ICRP publication 69. Annals of the ICRP, 25 (1). Pergamon Press, Oxford, (1995).
 68. U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Guidelines for Carcinogen Risk Assessment, EPA/630/P-03/001F. Washington DC, (2005).
 69. I. Shuryak, P. Hahnfeldt, L. Hlatky, R. K. Sachs, D. J. Brenner, A new view of radiation-induced cancer: integrating short- and long-term processes. Part I: Approach. *Radiat. Environ. Biophys.* 48(3):263-74, (2009).
 70. I. Shuryak, P. Hahnfeldt, L. Hlatky, R. K. Sachs, D. J. Brenner. A new view of radiation-induced cancer: integrating short- and long-term processes. Part II: second cancer risk estimation. *Radiat. Environ. Biophys.* 48:275–286, (2009).
 71. D. Becker, G. Brix, A. Dalheimer, G. Dietze, H.R. Doerfel, K.F. Eckerman, H. Graffunder, Y. Harima, K. Hayashi, N. Ishigure, A. Kaul, H. Klewe-Nebenius, M. Lasch, H. Paretzke, N. Petoussi-Henss, A. Phipps, H. Smith, J.W. Stather, G.N. Stradling, D.M. Taylor, H.-G. Vogt, W. Weiss, Radiological Protection, Ed. A. Kaul, D. Becker. Landolt-Börnstein, Numerical Data and Functional Relationships in Science and Technology, *New Series*, Group VIII: Advanced Materials and Technologies Volume 4. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, (2005).
 72. U.S. Environmental Protection Agency, Estimating radiogenic cancer risk, addendum: uncertainty analysis EPA 402-R-99-003. Washington D.C, (1999).

73. U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Exposure Factors Handbook: 2011 Edition. National Center for Environmental Assessment, Washington, DC; EPA/600/R-09/052F, (2011).
74. M. Vidovic, V. Gordanic, V. Spasic Jokic, I. Trajkovic, B. Gavrilovic, Hydrogeochemical investigation and environmental status of ground water and water accumulations in the Neogene – Quarternary sediments of Bela Crkva. 12th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM 2012, Bulgaria, (2012).
75. M. M. Vidovic, V. B. Gordanic, Hydrogeological-Geochemical Characteristics of Groundwater in East Banat, Pannonian Basin, Serbia, In: Hydrogeology - A Global Perspective. Ed. G. A. Kazemi. InTech, Croatia, (2012). Dostupno na: <https://www.google.com/hosting/docs/MtYWYzY2QwYmQ2ZjFi/Books/I/Intech%20Publisher/Intech%20Publisher%202011-2012/Hydrogeology%20A%20Global%20Perspective.pdf>
76. M. Vidovic, V. Gordanic, V. Spasic Jokic, S. Rogan, V. Petrovic, Hydrogeochemical characteristics of underground aquifer level, lakes and surface flows of the area of Bela Crkva-ecological status. 13th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM 2013, Bulgaria, (2013).
77. D. Popović, V. Spasić-Jokić, G. Đurić, Chernobyl: more than accident? (In Serbian). FTN press, Novi Sad (2009).
78. J. Slivka, I. Bikit, M. Vesković, Lj. Čonkić, Gama-spektrometrija, specijalne metode i primene. Univerzitet u Novom Sadu, Novi Sad (2000).
79. V. Spasić-Jokić, Lj. Župunski, I. Župunski. Measurement uncertainty estimation of health risk from exposure to natural radionuclides in soil. *Measurement*, 46:2376–2383, (2013).
80. X-5 Monte Carlo Team, MCNP — A General Monte Carlo N-Particle Transport Code, Version 5, Volume I: Overview and Theory MCNP manual. Los Alamos National Laboratory, (2003), (Revised 2/1/2008).
81. W. L. Lindsay, Chemical equilibria in soils. Wiley, New York, (1979).
82. Lj. Župunski, V. Spasić Jokić, M. Trobok, V. Gordanić, Cancer risk assessment after exposure from natural radionuclides in soil using Monte Carlo techniques. *ESPR*. 17(9):1574-1580, (2010).

83. H. V. Papaefthymiou, G. Chourdakis, J. Vakalas, Natural radionuclides content and associated dose rates in fine-grained sediments from Patras-Rion Sub-Basins. *Radiat. Prot. Dosim.* 143(1):117–124, (2011).
84. T. Bituh, G. Marovic, Z. Franic, J. Sencar, M. Bronzovic, Radioactive contamination in Croatia by phosphate fertilizer production. *J. Hazard. Mater.* 162:1199–1203, (2009).
85. M. Grubisic, V. Vuletic, M. Stojanovic, D. Stevanovic, G. Pantelic, Influence of the Long-Term Fertilizing on the Radioactivity of the Soil and Different Degree of Adopting of Radionucleides from the Wheat and Corn. The 18th World Congress of Soil Science, Philadelphia, PA, (2006).
86. U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Soil Screening Guidance for Radionuclides: Technical Background Document, Publication 9355.4-16, (2000).
87. U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Soil Screening Guidance for Radionuclides: User's Guide, EPA/540-R-00-007, (2000).
88. European Commission, Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on Ambient Air Quality and Cleaner Air for Europe. SEC(2005) 1133. Commission of the European Communities, Brussels, Belgium, (2005).
89. S. Nickovic, A. Vukovic, M. Vujadinovic, V. Djurdjevic, and G. Pejanovic, Technical Note: High-resolution mineralogical database of dust-productive soils for atmospheric dust modeling. *Atmos. Chem. Phys.* 12:845–855, (2012).
90. D. Goossens, J. Gross, W. Spaan, Aeolian dust dynamics in agricultural land areas in Lower Saxony, Germany. *Earth Surf. Process. Landf.* 26:701–720, (2001).
91. D. Goossens, M. Riksen, Wind Erosion and Dust Dynamics: Observations, Simulations, Modelling. ESW Publications, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands, (2004).
92. M. V. López, M. Sabre, R. Gracia, J. L. Arrue, L. Gomes, Tillage effects on soil surface conditions and dust emission by wind erosion in semiarid Aragon (NE Spain). *Soil Tillage Res.* 45:91-105, (1998).
93. P. K. LaGoy, Estimated soil ingestion rates for use in risk assessment. *Risk Anal.* 7(3):355-9, (1987).

94. U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Air Toxics Hot Spots Program Risk Assessment Guidelines Part IV, Technical Support Document for Exposure Assessment and Stochastic Analysis, Ed. M. A. Marty, J. R. Blaisdell. Office of Environmental Health Hazard Assessment, California Environmental Protection Agency, (2000).
95. U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Attachment E, Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume 1: Human Health Evaluation Manual. Supplemental Guidance, Standard Default Exposure Assumptions. U.S. Environmental Protection Agency, Interim Final Publication 9285.6-03. 25, (1991).
96. U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume III - Part A, Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment RAGS. Office of Emergency and Remedial Response U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC 20460 (2001).
97. D. J. Pawel, R. W. Leggett, K. F. Eckerman, C. B. Nelson Uncertainties in Cancer Risk Coefficients for Environmental Exposure to Radionuclides, An Uncertainty Analysis for Risk Coefficients Reported in Federal Guidance Report No. 13. ORNL/TM-2006/583. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee 37831, (2007).
98. D. A. Pierce, Y. Shimizu, D. L. Preston, M. Vaeth, K. Mabuchi, Studies of the Mortality of Atomic Bomb Survivors, Report 12, Part I Cancer: 1950-1990. *Radiat. Res.* 146:1-27, (1996).
99. M. P. Little, I. Deltour, S. Richardson, Projection of cancer risks from the Japanese atomic bomb survivors to the England and Wales population taking into account uncertainty in risk parameters. *Radiat. Environ. Biophys.* 39:241–252, (2000).
100. World Health Organization (WHO). *Water Quality: Guidelines, Standards and Health*. Ed by Lorna Fewtrell, Jamie Bartram, IWA Publishing, London, UK, (2001) ISBN: 1 900222 28 0

Biografija

LIČNI PODACI: Ljubica Župunski je rođena 26. oktobra 1982. godine u Novom Sadu i državljanjin je Republike Srbije.

OBRAZOVANJE: U periodu od 2001. do 2008. godine, Ljubica Župunski je studirala na Biološkom fakultetu Univerziteta u Beogradu, u okviru studijske grupe Molekularna biologija i fiziologija (sa biofizikom kao izbornom oblašću) gde je diplomirala i stekla diplomu i stručni naziv *diplomirani molekularni biolog i fiziolog*. Od 2011. godine je student doktorskih studija Fakulteta za fizičku hemiju Univerziteta u Beogradu.

RADNO ISKUSTVO: U periodu od 2008. do 2009. godine je bila zaposlena na Fakultetu tehničkih nauka Univerziteta u Novom Sadu kao saradnik u nastavi. Od 2009. godine je zaposlena na Fakultetu tehničkih nauka u zvanju asistenta. Od 2013. godine obavlja poslove asistenta za užu naučnu oblast Inženjerstvo zaštite životne sredine na Departmanu za inženjerstvo zaštite životne sredine i zaštite na radu. Učestvovala je u organizaciji domaćih i međunarodnih naučnih skupova.

ISTRAŽIVANJE I UČEŠĆE NA PROJEKTIMA: U periodu od 2008. do 2010. godine, radila je u okviru projekta Ministarstva za nauku i tehnološki razvoj republike Srbije pod nazivom: *Razvoj metoda etaloniranja i standardizacija uzoraka referentnih materijala i izrada geokarata. Gamaspektrometrijsko ispitivanje uzoraka iz životne sredine*, (Projekat TR 21011). Od 2011. godine angažovana je na projektu Ministarstva za prosvetu i nauku Republike Srbije pod nazivom: *Zajednička istraživanja merenja i uticaja jonizujućeg i UV zračenja u oblasti medicine i zaštite životne sredine*, (Projekat III 43011).

Govori srpski i engleski jezik.

OBJAVLJENI NAUČNI RADOVI IZ OBLASTI DOKTORSKE DISERTACIJE:

Lj. Župunski, V. Spasić Jokić, M. Trobok, V. Gordanić, Cancer risk assessment after exposure from natural radionuclides in soil using Monte Carlo techniques. *ESPR*. 17(9):1574-1580, (2010).

V. Spasić-Jokić, Lj. Župunski, Lj. Janković, V. Gordanić, Effective dose estimation and lifetime cancer mortality risk assessment from exposure to Chernobyl ^{137}Cs on the territory of Belgrade City and the region of Vojvodina, Serbia. *ESPR*. 18:708–715, (2011).

V. Spasić-Jokić, Lj. Župunski, I. Župunski, Measurement uncertainty estimation of health risk from exposure to natural radionuclides in soil. *Measurement*. 46:2376-2383, (2013).

Прилог 1.

Изјава о ауторству

Потписани-а Љубица Жупунски

број индекса 305/11

Изјављујем

да је докторска дисертација под насловом

Примена методе Монте Карло код процене ризика по здравље становништва
услед излагања природним радионуклидима из земљишта

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

Потпис докторанда

У Београду, 10. 03. 2014.

Прилог 2.

Изјава о истоветности штампане и електронске верзије докторског рада

Име и презиме аутора Љубица Жупунски

Број индекса 305/11

Студијски програм Докторске студије физичке хемије

Наслов рада Примена методе Монте Карло код процене ризика по здравље становништва услед излагања природним радионуклидима из земљишта

Ментор Др Шћепан Миљанић, редовни професор, Универзитет у Београду - Факултет за физичку хемију

Др Весна Спасић Јокић, редовни професор, Универзитет у Новом Саду - Факултет техничких наука

Потписани/а Љубица Жупунски

Изјављујем да је штампана верзија мог докторског рада истоветна електронској верзији коју сам предао/ла за објављивање на порталу **Дигиталног репозиторијума Универзитета у Београду**.

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

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

Потпис докторанда

У Београду, 10. 03. 2014.

Прилог 3.

Изјава о коришћењу

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

Примена методе Монте Карло код процене ризика по здравље становништва
услед излагања природним радионуклидима из земљишта

која је моје ауторско дело.

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

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

1. Ауторство
2. Ауторство - некомерцијално
3. Ауторство – некомерцијално – без прераде
4. Ауторство – некомерцијално – делити под истим условима
5. Ауторство – без прераде
6. Ауторство – делити под истим условима

(Молимо да заокружите само једну од шест понуђених лиценци, кратак опис лиценци дат је на полеђини листа).

Потпис докторанда

У Београду, 10. 03. 2014.