

УНИВЕРЗИТЕТ СВ. „КИРИЛ И МЕТОДИЈ“  
ПРИРОДНО - МАТЕМАТИЧКИ ФАКУЛТЕТ - СКОПЈЕ  
ИНСТИТУТ ЗА ФИЗИКА



**Зденка Стојановска**

**ТЕРЕСТРИЈАЛНАТА РАДИОАКТИВНОСТ И РАДОНОТ ВО  
НАСЕЛЕНИТЕ МЕСТА НА РЕПУБЛИКА МАКЕДОНИЈА**

*- Докторска дисертација -*

**2010**

Целосната стручна помош и силна поддршка при изработката на оваа дисертација ги должам на мојот ментор проф. д-р Мимоза Ристова, за што најсрдечно и се заблагодарувам.

Благодарност им изразувам и на проф. д-р Невенка Андоновска, проф. д-р Доне Гершановски, проф. д-р Блажо Боев и проф. д-р Трајче Стафилов, кои со своите совети и сугестии ми помогнаа во оформувањето на овој труд.

Искрено им се заблагодарувам на сите колеги од Институтот за јавно здравје на РМ, а посебно на колегите од Лабораторијата за радиоекологија за срдечната поддршка и укажаната помош во реализацијата на оваа дисертација.

Благодарност за поддршката во текот на изработката на овој труд должам кон дипл. инж. спец Душан Неделковски, Др. Шабан Мемети, Др. Азиз Положани, проф. д-р Драган Ѓорѓев, Др. Алексоски Благоја, д-р Владимир Кендровски и д-р Зорица Арсова Сарафиновска од Институтот за јавно здравје на РМ.

За практичната помош при изработката на овој труд се заблагодарувам на дипл. физ. Јован Јанушевски, дипл. инж. Сашо Николовски, дипл. инж. Никола Гаџовски, дипл. инж. Сашко Петрески, Аџе Ристески, Дејан Данаиловски, Бошко Рибарски, Робертино Стоилковски, Борче Андоновски и Сузана Думирска.

Благодарам на: Др. Мимоза Поповска, Др. Иванка Тодоровска, Др. Загорка Јосифова, Др. Ратка Ветеровска, Др. Наќе Туфекчиев, Др. Царка Лонгурова, Др. Благица Арнаудовска, Др. Петар Оханесијан, Др. Атанаско Михајлов, Др. Тода Крстеска, Др. Васка Калева, Др. Марика Иванова и Др. Иван Коџев од Центрите за здравствена заштита за несебичната помош во реализацијата на националното мерење на концентрацијата на радон во живеалиштата во РМ.

Благодарност и до: Krzysztof Kozak, PhD (Institute of Nuclear Physics PAN-Krakow), Jadwiga Mazur, PhD (Institute of Nuclear Physics PAN - Krakow), James P Mc Laughlin, PhD (University College Dublin), Peter Bossew, PhD (German Federal Office for Radiation Protection- Berlin), Zora S. Zunic, PhD (VINČA Institute of Nuclear Sciences - Belgrade), Vladimir Udovicic, PhD, (Institute of Physics Belgrade) Janja Vaupotic, PhD (Institute "Jožef Stefan"-Ljubljana), Assoc. Prof. Dr. Dobromir Preesyanov (Faculty of physics - Sofija), Shinji Tokonami, PhD (National Institute of Radiological Sciences - Tokio) кои несебично ја подржаа мојата научно истражувачка дејност.

На крај, но на врвот од мојата листа, им се заблагодарам на моите најмили, посебно на мојот сопруг Сашо и моите деца Павле и Елена за разбирањето и поддршката за време на изготвувањето на оваа дисертација.

---

**Ментор:** проф. д-р Мимоза Ристова,  
редовен професор на  
Природно математички факултет, Скопје

**Членови на комисијата:** проф. д-р Невенка Андоновска  
редовен професор во пензија на  
Природно математички факултет, Скопје

проф. д-р Доне Гершановски  
редовен професор на  
Природно математички факултет, Скопје

проф. д-р Блажо Боев  
редовен професор на  
Факултет за природни и технички науки  
науки при Универзитетот „Гоце Делчев“  
во Штип

проф. д-р Трајче Стафилов  
редовен професор на  
Природно математички факултет, Скопје

**Датум на одбраната:** \_\_\_\_\_

**Датум на промоцијата:** \_\_\_\_\_

**Област:** Физика

---

# СОДРЖИНА

АБСТРАКТ.....	
ABSTRACT.....	
<b>1 ВОВЕД.....</b>	<b>1</b>
<b>2 ТЕОРЕТСКИ ОСНОВИ.....</b>	<b>4</b>
2.1 Радиоактивно зрачење .....	4
2.1.1 Закон за радиоактивно распаѓање .....	5
2.2 Интеракција на зрачењето со материјата.....	7
2.2.1 Интеракција на алфа зрачењето со материјалната средина .....	7
2.2.2 Интеракција на гама зрачењето со материјалната средина .....	8
2.2.2.1 Фотоефект .....	8
2.2.2.2 Комптонов ефект (ресејување).....	10
2.2.2.3 Создавање на парови електрон – позитрон.....	11
2.3 Дозиметриски величини и нивни единици.....	12
2.4 Терестријално зрачење.....	14
2.4.1 Екстерно зрачење.....	14
2.4.1.1 Изложеност на зрачење на отворен простор.....	15
2.4.1.2 Изложеност на зрачење во затворен простор .....	15
2.5 Радон и неговите краткоживеачки потомци.....	16
2.5.1 Радон во терестријалните материјали.....	16
2.5.2 Радон и неговите потомци во затворен простор .....	18
<b>3 НУКЛЕАРНИ МЕРНИ ТЕХНИКИ.....</b>	<b>22</b>
3.1 Гама спектрометрија .....	22
3.1.1 Калибрација на гама спектрометрискиот систем.....	25
3.1.2 Проценка на активноста.....	27
3.1.3 Проценка на минималната активност на детекција .....	28
3.1.4 Анализа на спектарот .....	30

---

<b>3.2</b>	<b>Мерење на концентрација на радон <math>^{222}\text{Rn}</math> и <math>^{220}\text{Rn}</math> со трагови детектори .....</b>	<b>32</b>
3.2.1	Формирање на траги во полимери .....	33
3.2.2	Методологија на мерењата .....	34
3.2.3	Мерење на концентрација на радон $^{222}\text{Rn}$ и радон $^{220}\text{Rn}$ во почвениот гас .....	37
<b>4</b>	<b>ЕКСПЕРИМЕНТАЛЕН ДЕЛ.....</b>	<b>41</b>
<b>4.1</b>	<b>РАДИОАКТИВНОСТ ВО ПОЧВИТЕ .....</b>	<b>42</b>
4.1.1	Вовед.....	42
4.1.2	Методологија на истражувањето .....	43
4.1.3	Резултати од мерењата на радиоактивноста во почвите и дискусија .....	44
4.1.3.1	Распределба на $^{137}\text{Cs}$ и $^{226}\text{Ra}$ по региони .....	45
4.1.3.2	Корелација помеѓу активностите на радионуклидите .....	49
4.1.3.3	Распределба на елементните масени концентрации: K, U и Th, по региони .....	51
4.1.3.4	Проценка на односите: Th/U, K/U, K/Th во почвите .....	57
4.1.3.5	Проценка на екстерната годишна ефективната доза на отворен простор.....	58
<b>4.2</b>	<b>РАДИОАКТИВНОСТА ВО ЦЕМЕНТИТЕ .....</b>	<b>61</b>
4.2.1	Методологија на истражувањето .....	61
4.2.2	Резултати и дискусија .....	62
4.2.2.1	Еквивалентна активност на радиумот ( $Ra_{eq}$ ).....	64
4.2.2.2	Гама индекс .....	65
4.2.2.3	Алфа индекс.....	65
4.2.2.4	Процена на ефективната годишна доза од екстерно зрачење во затворен простор.....	66
<b>4.3</b>	<b>КОНЦЕНТРАЦИЈА НА РАДОН <math>^{222}\text{Rn}</math> ВО ЗАТВОРЕН ПРОСТОР .....</b>	<b>67</b>
4.3.1	Вовед.....	67
4.3.2	Методологија на истражувањето .....	67
4.3.3	Резултати и дискусија .....	69
4.3.3.1	Концентрација на радон $^{222}\text{Rn}$ .....	69
4.3.3.2	Распределба на концентрацијата на $^{222}\text{Rn}$ по региони .....	70
4.3.3.3	Сезонска зависност на концентрацијата на $^{222}\text{Rn}$ .....	74
4.3.3.4	Сезонски разлики помеѓу регионите.....	75
4.3.3.5	Влијание на карактеристиките на објектот врз концентрацијата на $^{222}\text{Rn}$ .....	79
4.3.3.6	Зависност на концентрацијата на $^{222}\text{Rn}$ од надморската висина .....	81
4.3.3.7	Проценка на годишна ефективна доза од радон $^{222}\text{Rn}$ во затворен простор.....	82
<b>4.4</b>	<b>КОНЦЕНТРАЦИЈА НА <math>^{220}\text{Rn}</math> ВО ЗАТВОРЕН ПРОСТОР .....</b>	<b>86</b>
4.4.1	Вовед.....	86
4.4.2	Методологија на истражувањето .....	86
4.4.3	Резултати и дискусија .....	87
4.4.3.1	Сезонска зависност на концентрацијата на $^{220}\text{Rn}$ .....	88
4.4.3.2	Распределба на концентрациите на $^{220}\text{Rn}$ по региони.....	89

4.4.3.3	Зависност на концентрацијата на $^{220}\text{Rn}$ од карактеристиките на објектот .....	93
4.4.3.4	Проценка на годишна ефективната доза од $^{220}\text{Rn}$ во затворен простор .....	96
<b>4.5</b>	<b>КОНЦЕНТРАЦИЈА НА <math>^{222}\text{Rn}</math> И <math>^{220}\text{Rn}</math> ВО ПОЧВЕН ГАС.....</b>	<b>97</b>
4.5.1	Вовед.....	97
4.5.2	Методологија на истражувањето .....	97
4.5.3	Резултати и дискусија .....	98
<b>5</b>	<b>ЗАКЛУЧОК.....</b>	<b>104</b>
<b>6</b>	<b>ЛИТЕРАТУРА.....</b>	<b>110</b>
<b>ПРИЛОГ А</b>	<b>.....</b>	<b>118</b>
Формулар Ф/Р-1	.....	118
<b>ПРИЛОГ Б</b>	<b>.....</b>	<b>120</b>
Европска карта на радон.....		120
<b>ПРИЛОГ В</b>	<b>.....</b>	<b>121</b>
Список на објавени трудови .....		121
Список на поднесени трудови во меѓународни списанија .....		121



# ТЕРЕСТРИЈАЛНАТА РАДИОАКТИВНОСТ И РАДОНОТ ВО НАСЕЛЕНИТЕ МЕСТА НА РЕПУБЛИКА МАКЕДОНИЈА

ЗДЕНКА СТОЈАНОВСКА

## АБСТРАКТ

Оваа дисертација ги претставува резултатите од систематското истражување на природната радиоактивност во РМ. За таа цел, гама спектрометриски се анализираа 213 примероци од почва и 218 примероци од цемента и суровини за производство на цементите. Направена е проценка на годишната ефективна доза која ја прима населението од терестријално зрачење на отворен и во затворен простор. За да се процени изложеноста на зрачење на населението на  $^{222}\text{Rn}$  и  $^{220}\text{Rn}$  во затворен простор, се спроведе национално мерење во период од декември 2008 до декември 2009 година во вкупно 437 живеалишта за  $^{222}\text{Rn}$  и 300 живеалишта за  $^{220}\text{Rn}$ . Мерењата се правеа со нуклеарни трагови детектори CR-39 во иста позиција во четири последователни сезони (4 пати во годината со исто време на изложеност од 3 месеци). Се одредија сезонски фактори на корекција за  $^{222}\text{Rn}$  и  $^{220}\text{Rn}$  во затворен простор. Резултатите покажаа статистички значајна разлика на концентрациите на  $^{222}\text{Rn}$  и  $^{220}\text{Rn}$  мерени во различни сезони и различни региони. Влијанието на факторите врз концентрациите на  $^{222}\text{Rn}$  и  $^{220}\text{Rn}$  поврзани со карактеристиките на градбата на живеалиштето исто така беа истражувани. Концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  и  $^{220}\text{Rn}$  се мереше со помош на активна метода алфа спектрометриски на вкупно 14 локалитети во Скопје и Прилеп. Статистичката анализа на резултатите се правеше на ниво на значајност од 95% ( $p < 0,05$ ).

# THE TERRESTRIAL RADIOACTIVITY AND RADON IN THE POPULATED AREAS OF THE REPUBLIC OF MACEDONIA

ZDENKA STOJANOVSKA

## ABSTRACT

This dissertation presents the results of a systematic investigation of the natural radioactivity in the Republic of Macedonia. For this purpose, using gamma spectrometry, 213 samples of soil and 218 samples of cement and raw materials were analyzed. The annual effective dose from the terrestrial outdoor and indoor radiation was estimated. To assess the radiation exposure of the population due to indoor  $^{222}\text{Rn}$  and  $^{220}\text{Rn}$ , in the period from December 2008 to December 2009 in a total of 437 dwellings for  $^{222}\text{Rn}$  and 300 dwellings for  $^{220}\text{Rn}$ , a national survey was conducted. The measurements were made using CR-39 track detectors at the same position during four successive seasons (4 times a year with the same time of exposure - 3 months). The seasonal correction factor for indoor  $^{222}\text{Rn}$  and  $^{220}\text{Rn}$  were determined. The results have showed a statistically significant difference among the indoor  $^{222}\text{Rn}$  and  $^{220}\text{Rn}$  measurements for different seasons and different regions. The influence of the factors concerning building characteristics in relation to indoor  $^{222}\text{Rn}$  and  $^{220}\text{Rn}$  concentrations was also examined. By active method - alpha spectrometry, the concentration of  $^{222}\text{Rn}$  and  $^{220}\text{Rn}$  in soil gas on 14 locations in Skopje and Prilep were measured. Statistical analysis of results at the level of significance of 95% ( $p < 0.05$ ) was conducted.

---

# 1 ВОВЕД

Радиоактивноста е дел од нашето секојдневие и е присутна во секој медиум од животната средина. Истражувањата на радиоактивноста во животната средина е битен сегмент од радијационата заштита, но истовремено е и корисна алатка во испитувањето на транспортните процеси кои потекнуваат од самата природа или се предизвикани од човечките активности.

Проценката на изложеноста на населението која потекнува од природното јонизирачко зрачење била и сè уште е предмет на истражувања на многу научници и научни институции. Некои од причините се: (а) природното јонизирачко зрачење генерално претставува најдоминантен извор; (б) познавањето на дозите од природно потекло е неопходно како основа за споредба со дозите кои потекнуваат од вештачките извори; (в) во некои случаи изложеноста на населението на јонизирачко зрачење варира како последица од човечките навики, па на тој начин може и да се контролира; (г) како последица од големиот опсег на вредностите на дозите од природните извори на јонизирачко зрачење, некои поединечни дози може да бидат многу високи, што налага воведување на дополнителни мерки.

Научниот комитет за проучување на влијанието на зрачењето формиран при Обединетите Нации (UNSCEAR) постојано ги следи и сублимира објавените резултати од истражувањата [1, 2]. Од извештајот објавен во 2000 [2], на глобално ниво било проценета средната ефективна годишна доза која ја прима населението од природните извори на јонизирачко зрачење е 2,4 mSv. Во табела 1-1 се наведени резултатите од тој извештај, за секој природен извор одделно.

Некои од придонесите кон севкупната изложеност на природно зрачење се временски и просторно константни, и практично независни од човечките активности и навики. Ова се однесува за внесените дози од  $^{40}\text{K}$ , кои се хомеостатски контролирани, и дозите од космогените радионуклиди внесени преку дишењето и исхраната, кои во принцип се хомогено распространети на целата Земјина топка.

Од друга страна, пак, изложеноста на зрачење која е во корелација со човечките активности и навики е подложна на промени [3]. На пример, интерните дози од инхалацијата на потомците од радон  $^{222}\text{Rn}$  и радон  $^{220}\text{Rn}$  зависат од типот на градежниот објект и животните навики. Изборот на градежните материјали и вентилацијата, влијаат на концентрацијата на радон  $^{222}\text{Rn}$  и радон  $^{220}\text{Rn}$  во затворен простор и исто така влијаат на промената на дозите во

функција од времето. Брзината со која радонот навлегува од почвата во објектот исто така влијае на неговата концентрација во затворен простор.

Табела 1-1. Проценета годишна ефективна доза која ја прима населението на светско ниво од различни природни извори на јонизирачко зрачење [2].

Извор	Годишна ефективна доза (mSv)	
	Средна вредност	Област на вредности
<b>Космичко зрачење</b>		
Директна јонизација и фотонска ком.	0,28 (0,30)	
Неутронска компонента	0,10 (0,08)	
Космогени радионуклиди	0,01 (0,01)	
Вкупно	0,39	0,3 - 1
<b>Екстерно терестријално зрачење</b>		
На отворено	0,07 (0,07)	
Во затворено	0,41 (0,39)	
Вкупно терестријално зрачење	0,48	0,3 - 0,6
<b>Инхалација</b>		
<sup>238</sup> U и <sup>232</sup> Th низите	0,006 (0,01)	
Радон ( <sup>222</sup> Rn)	1,15 (1,2)	
Радон ( <sup>220</sup> Rn)	0,10 (0,07)	
Вкупно	1,26	0,2 - 10
<b>Ингестија</b>		
<sup>40</sup> K	0,17 (0,17)	
<sup>238</sup> U и <sup>232</sup> Th низите	0,12 (0,06)	
Вкупно	0,29	0,2 - 0,8
<b>ВКУПНО</b>	<b>2,4</b>	<b>1-10</b>

Помеѓу крајните екстремни видови на експозиција, постојат и неколку други видови: (а) екстерни дози од космички зраци, кои иако се под влијание на човечките навики сепак можат да се предвидат, не можат да бидат контролирани на друг начин, освен со селење; (б) дози од инхалација и ингестија на нуклидите – потомци од сериите на <sup>238</sup>U и <sup>232</sup>Th, кои претставуваат само мал придонес кон вкупната доза од природни извори, и се релативно константни во просторот; (в) дози од екстерно терестријално јонизирачко зрачење, кои се одржуваат преку човечките активности и навики, особено кога се мисли на изложеност во затворен простор. Овие дози се по правило помали и постабилни за разлика од инхалационите дози од радонот [1 - 3].

Во Република Македонија до сега не се направени систематски истражувања во областа на природната радиоактивност и не е направена проценка на изложеноста на населението. Постојат сознанија дека се правени некои спорадични испитувања од страна на експерти од

Винча (Република Србија) но се уште не постојат никакви официјални записи или публикации. Во склоп на специјалистичката и магистерската работа, м-р Снежана Димовска ја има испитувано специфичната активност на природните радионуклиди во почвите од Велес и Кавадарци [4, 5]. Исто така, и со проектот бр. 40096895 финансиран од Министерство за наука на РМ било направено истражување на концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  на 6 локалитети (Скопје, Велес, Охрид, Прилеп, Крушево и Битола) во РМ, од страна на Центарот за примена на радиоизотопи во стопанството – Скопје под раководство на проф. д-р Тодор Ановски. Од тоа истражување, концентрацијата на радон ( $^{222}\text{Rn}$ ) во некои живеалишта и училиштата на наведените локалитети е под  $200 \text{ Bq m}^{-3}$  во опсег од  $30 \text{ Bq m}^{-3}$  до  $170 \text{ Bq m}^{-3}$ . Освен во живеалиштата и училиштата, биле направени и мерења во рудникот за олово и цинк Саса во Македонска Каменица каде вредностите биле во граници:  $(155 - 492) \text{ Bq m}^{-3}$  [6]. Во својот труд Гершановски и соработниците во 2000 година ја имаат испитувано специфичната активност во некој градежни материјали од Југоисточниот регион на Република Македонија [7].

Во оваа дисертација се претставени резултатите од систематското истражување на радиоактивноста во животната средина и ги опфаќа следните сегменти:

- Специфичната активност на радионуклидите во површинските почви, регионалните варијации и проценка на годишната ефективна доза што ја прима населението од екстерно гама зрачење на отворен простор;
- Специфична активност на радионуклидите во цементите и суровините за производство на цементите и проценка на годишната ефективна доза која ја прима населението од надворешно гама зрачење во затворен простор;
- Концентрација на радон  $^{222}\text{Rn}$  во живеалиштата, регионалните и сезонски варијации, зависност на концентрацијата од карактеристиките на градбата и проценка на ефективната годишна доза што ја прима населението од радон;
- Концентрација на радон  $^{220}\text{Rn}$  во живеалиштата, регионалните и сезонски варијации, зависност на концентрацијата на радон  $^{220}\text{Rn}$  од карактеристиките на објектот;
- Концентрација на радон  $^{222}\text{Rn}$  и радон  $^{220}\text{Rn}$  во почвениот гас на неколку локалитети во Скопје и Прилеп.

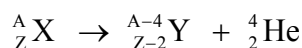
## 2 ТЕОРЕТСКИ ОСНОВИ

### 2.1 Радиоактивно зрачење

Радиоактивноста е феномен откриен од страна на А. Бекерел во 1896 година. Тој го проучувал зрачењето емитирано од ураниумовите соли кое се разликува од X-зрачење. Ваквото зрачење т.е. спонтанa емисија што не зависи од надворешните фактори била наречена природна радиоактивност. Оваа појава се набљудувала на почетокот кај солите на ураниум и ториум, а подоцна Марија и Пјер Кири ги пронашле новите елементи радиум и полониум [8].

Од апсорпцијата на емитираното зрачење во материјалот, специфичната јонизација, како и од однесувањето во електрично и магнетно поле било утврдено дека зрачењето е составено од три компоненти: алфа, бета и гама зрачење [8, 9].

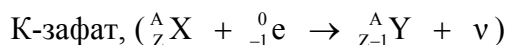
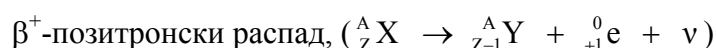
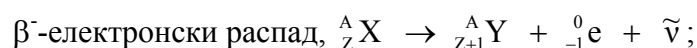
*Алфа зрачење:* радиоактивните елементи емитираат позитивно наелектризирани алфа честици – јадра на  ${}^4_2\text{He}$ .



2-1

Согласно равенката 2-1, при алфа распаѓањето се добива јадро од елемент кој се наоѓа за две места полево во периодниот систем на елементите.

*Бета зрачење:* радиоактивните елементи емитираат негативно наелектризирани честици-електрони. Во нуклеарната физика се познати три типа на  $\beta$  распади на јадрото. Шематски промената на јадрото се прикажува:



2-2

*Гама зрачење*: е интензивното електромагнетно зрачење кое го придружува алфа и бета распадот кога ново добиениот елемент е во повисока енергетска состојба. Притоа, преминот во основната состојба е проследен со емисија на  $\gamma$  кванти.

### 2.1.1 Закон за радиоактивно распаѓање

Ако во даден интервал од времето  $dt$  се распаѓаат  $dN$  јадра, тогаш брзината на распаѓање е пропорционална со бројот на нераспаднати јадра  $N$  и константата на радиоактивното распаѓање  $\lambda$ :

$$\frac{dN}{dt} = -\lambda N$$

2-3

Знакот минус покажува дека бројот на нераспаднатите радиоактивни јадра со текот на времето се намалува. Константата  $\lambda$  е карактеристика на нуклеарните својства за секој радионуклид и не зависи од надворешните влијанија. Преку равенката:

$$T_{1/2} = \frac{\ln 2}{\lambda}$$

2-4

е дадена врската на константата на радиоактивното распаѓање  $\lambda$  и периодот на полураспаѓање  $T_{1/2}$ , која е, исто така, карактеристична величина за даден радионуклид. Периодот на полураспаѓање е времето за кое половина од јадрата на даден радионуклид ќе се распадат. Решението на диференцијална равенка 2-3 го дава познатиот закон за радиоактивно распаѓање [8]:

$$N = N_0 e^{-\lambda t}$$

2-5

При примена на нуклеарните мерни техники директно не се мери бројот  $N$ , туку се мери бројот на распаднатите атомските јадра на радиоактивен извор во единица временски интервал. Бројот на распаднати радиоактивни јадра од еден изотоп во единица време претставува големината која се нарекува активност  $A$ . Следува дека равенката 2-3, може да се запише како:

$$A = \left| -\frac{dN}{dt} \right| = N\lambda$$

2-6

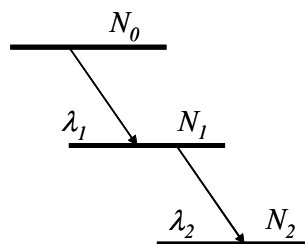
Законот за радиоактивно распаѓање, изразен преку активноста ќе биде:

$$A = A_0 e^{-\lambda t},$$

2-7

каде  $A$  е активноста после времето  $t$ , а  $A_0$  е почетната активност на јадрото.

Кога се работи за низи, настанува сукцесивно распаѓање (слика 2-1), тогаш еден радионуклид со број на јадра  $N_1$  се распаѓа се добива друг радионуклид со број на јадра  $N_2$ , па од вториот трет и така натаму, пресметките стануваат комплицирани и се во функција од константата на радиоактивно распаѓање од секој радионуклид посебно [10].



Слика 2-1 Шема на сукцесивно распаѓање

Активноста на радионуклидот кој се распаѓа го дава бројот на создадени јадра на првиот потомок:

$$\frac{dN_1}{dt} = -\lambda_1 N_1,$$

понатаму, создадените јадра на потомокот  $N_2$  истовремено се распаѓаат, и промената на активноста може да се запише:

$$\frac{dN_2}{dt} = -\lambda_2 N_2$$

2-8

Во случај кога  $T_1 \gg T_2$  и  $\lambda_1 \ll \lambda_2$ , бројот на јадра на  $N_1$  сосема незначително се менува а бројот на јадра на  $N_2$  расте а со тоа и неговата активност расте како функција од неговата константа на распаѓање  $\lambda_2$ .

Во случај кога  $t \gg T_2$  и  $\lambda_2 t \gg 1$ , тогаш:

$$\lambda_1 N_1 = \lambda_2 N_2 = \dots = \lambda_n N_n$$

2-9

Равенката 2 - 9 ја претставува равенката на вековна (секуларна) рамнотежа, кога активноста на потомокот е еднаква на активноста на родителот [8].

Во практиката има потреба активноста да се изрази како специфична активност: на единица маса или на единица волумен. Во оваа дисертација исползувани се величините специфична активност и концентрација на активноста.

Специфична масена активност ( $A_m$ ) или само специфична активност го претставува бројот на распаднати атоми во единица време на единица маса (равенка 2-10):

$$A_m = \frac{A}{m}$$

2-10

Единица во SI е  $\text{Bq kg}^{-1}$ .

За да се опише бројот на распаднати атоми во единица време на радионуклидите во гасовите и течностите на единица волумен, применувана терминологија за специфичната волуменска активност е концентрација на активноста или само концентрација. [1, 3]:

$$C = \frac{A}{V}$$

2-11

Единица во SI е  $\text{Bq m}^{-3}$ .

## 2.2 Интеракција на зрачењето со материјата

Процесите на детекција на јонизирачкото зрачење, всушност претставуваат идентификација на премин на зрачењето низ материјата и неговата интеракција со материјата. Притоа се регистрираат промените што зрачењето ги предизвикало низ материјата. При премин низ материјата, наелектризираните честици и електромагнетното зрачење (фотоните) заемнодејствуваат со атомите од кои е составена материјата, т.е. со електроните и атомските јадра (нуклеоните во составот на јадрото). Во овие процеси наелектризираните честици и фотоните губат голем дел од својата енергија [10, 12].

### 2.2.1 Интеракција на алфа зрачењето со материјалната средина

При преминот на алфа честиците низ материјалите, главен процес на загуба на енергијата е Кулоновата интеракција со електроните. Кога за возбудување на електроните или за нивно ослободување од атомот се троши мал дел од енергијата во однос на енергијата на упадната честица, процесот може да се смета за еластичен судир. Постои и загуба на енергијата при интеракцијата со јадрата, но таа е мала во споредба со загубата при интеракција со

електроните. Директното истерување на електроните од неутралните атоми од страна на упадната честица се нарекува примарна јонизација. Но, овие електрони ако имаат доволно голема енергија можат да извршат и секундарна јонизација. И двете заедно ја даваат вкупната јонизација. На крајот од својата патека, кога упадната честица не може повеќе да врши јонизација, таа се неутрализира [9, 10].

При поминување низ материјалите, покрај јонизацијата, постојат и други ефекти при кои доаѓа до загуби на енергијата: закочното зрачење (Bremstrahlung ефект) и Черенковото зрачење, кои што поради големата маса на алфа честицата се занемарливи при енергии  $E < 10 \text{ MeV}$ .

Ако со  $E$  ја означиме кинетичката енергија на наелектризираната честица што се движи низ даден материјал, се добива дека специфичната загуба на енергијата (или линеарна запирна способност на супстанцијата) е сума од јонизационите и радијационите загуби [8]:

$$-\frac{dE}{dx} = \left(-\frac{dE}{dx}\right)_{ion} + \left(-\frac{dE}{dx}\right)_{rad}$$

2-12

## 2.2.2 Интеракција на гама зрачењето со материјалната средина

Фотоните стапуваат во интеракција само со наелектризираните честици, така што при нивниот премин низ материјата дејствуваат со електроните од атомската обвивка и протоните од јадрото на атомот. Иако постојат девет можни процеси на интеракција на фотоните со јадрото и електроните, само три од нив се од интерес за енергетскиот интервал на оваа дисертација. Тоа се: фотоефектот, Комптоново расејување и ефектот на создавање парови електрон - позитрон [8, 10, 12], за кои што ќе стане збор подолу.

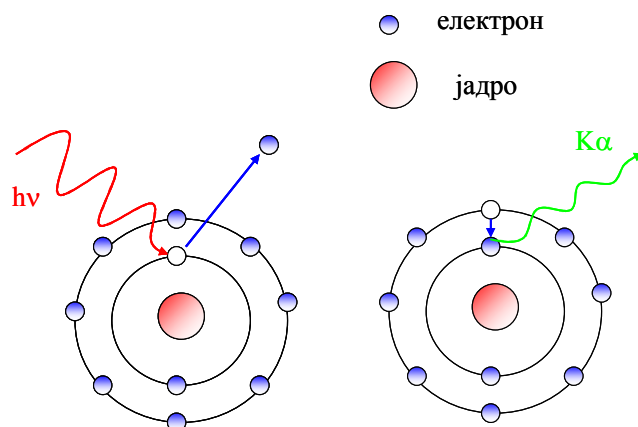
### 2.2.2.1 Фотоефект

Фотоефектот или фотоелектричната апсорпција настанува при заемнодејство на гама фотоните со еден од врзаните електрони во атомот (слика 2-2). Притоа, фотонот ја губи целата своја енергија т.е. се апсорбира [13]. Откако ќе биде исфрлен од атомската обвивка електронот го напушта атомот со кинетичка енергија  $E_e$ , која може да се претстави како:

$$E_e = h\nu - B,$$

2-13

каде  $h\nu$  е енергијата на гама фотонот, а  $B$  е енергијата на врзување на електронот во соодветниот слој во атомската обвивка.



Слика 2-2 Фотоефект

Кога електронот ќе го напушти атомот, тогаш атомот преминува во возбудена состојба. Враќањето во основната состојба кај атомите може да настане на два начина.

Атомот може да ја распредели вишокот енергија помеѓу останатите електрони во атомот, поради што потоа може да настане ослободување на други електрони од обвивката, познати како на Оже - електрони (Auger), кои, пак, носат друг дел од вкупната енергија на гама зрачењето [12, 13].

После избивањето на електронот од атомската обвивка на негово место останува празнина, која може да биде пополнета со електрон од погорниот слој, при што може да се емитира карактеристично X зрачење познато, како X флуоресценција.

Веројатноста за случување на фотоефектот на фотонот се претставува со ефикасниот пресек  $\tau$ . Со тоа се дава зависноста на степенот на апсорпција и на атенуационите промени како функција од атомскиот број  $Z$  на апсорберот и енергијата на гама зрачењето.

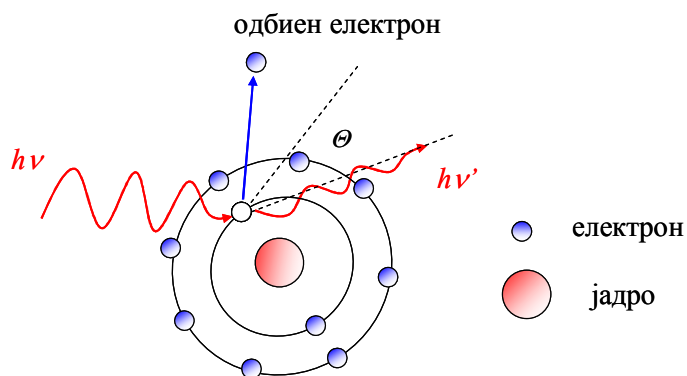
$$\tau \propto \frac{Z^n}{E_\gamma^m} \frac{\text{cm}^2}{\text{atom}}$$

2-14

Така, на пример, константите  $n$  и  $m$  се 5 и 3,5 соодветно, за електроните од K слојот [14]. Силната зависност од  $Z$  укажува, дека материјалите со големо  $Z$  се добри апсорбери, додека, пак, зависноста од енергијата покажува дека тој ефект е доминантен за ниски енергии, а е практично занемарлив при високи енергии [10, 13].

### 2.2.2.2 Комптонов ефект (ресејување)

Комптонов ефект (ресејување) претставува процес во кој упадниот фотон заемнодејствува со електронот од обвивката на атомот, притоа предавајќи му дел од својата енергија слика 2-3. Како последица на судирот настанува јонизација, се исфрла електрон од атомот и се создава фотон со пониска енергија од примарниот фотон.



Слика 2-3. Комптонов ефект

Енергијата која ја предава упадниот фотон е дадена со следното равенство:

$$E_{\gamma} = E_{\gamma}' + E_e$$

2-15

Со примена на законите за запазување на енергијата и импулсот, под претпоставка дека електронот е слободен и мирува пред интеракција се добива врската помеѓу енергијата на расеаниот фотон  $E_{\gamma}'$  и енергијата на упадниот фотон  $E_{\gamma}$  во функција од аголот на расејување.

$$E_{\gamma}' = E_{\gamma} \frac{E_{\gamma}}{1 + \frac{E_{\gamma}}{m_e \cdot c^2} (1 - \cos \theta)}$$

2-16

Од равенството се гледа, дека постои строга зависност на аголот на расејување  $\theta$  од енергијата. За агол  $\theta = 0^{\circ}$  расеаниот гама фотон има максимална енергија – продолжува напред од точката на заемнодејство, што значи, дека во материјата не е предадена енергија. За агол  $\theta = 180^{\circ}$  расеаниот гама фотон има минимална енергија - се враќа назад од точката на заемнодејство, што значи, дека електронот ќе прими максимална енергија (енергијата се предава во материјата).

Ефикасниот пресек за апсорпцијата на Комптоновиот ефект се бележи со  $\sigma$  и е дадена со следното равенство:

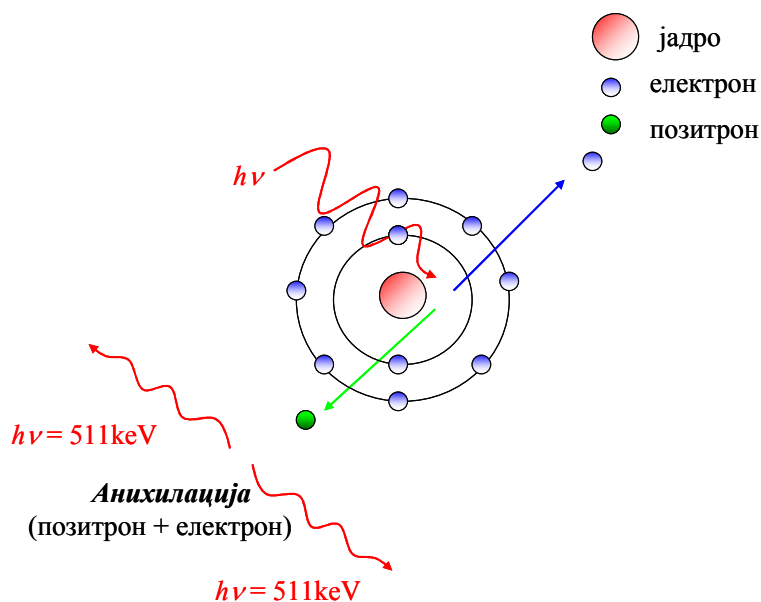
$$\sigma \propto \frac{Z}{E} \frac{\text{cm}^2}{\text{atom}}$$

2-17

Согласно со равенката 2-17 може да се заклучи дека Комптоновиот ефект доминира на средни енергии, а особено при ниски вредности на  $Z$  [13].

### 2.2.2.3 Создавање на парови електрон – позитрон

За разлика од фотоефектот и Комптоново расејување, создавањето на парови е последица на заемнодејствието на гама зрачењето со целиот атом (слика 2-4). Процесот настанува во Кулоновото поле од јадрото (или електроните) на атомот при што примарниот фотон исчезнува а се создаваат електрон и позитрон кои се движат нормално на правецот на упадниот фотон. После успорувањето, позитронот се анихилира со некој од околните електрони при што се ослободуваат два гама кванти со енергија од по 511 keV (енергија на мирување на електронот и позитронот).



Слика 2-4 Создавање на пар електрон – позитрон

За ефикасниот пресек за создавање на пар електрон - позитрон во полето на јадрото се користи ознаката  $\kappa$  и е зададен со следното равенство.

$$\kappa \propto Z^2 f(E_\gamma, Z)$$

2-18

Создавањето на парови е доминантен ефект при високи енергии, но при материјали со поголемо  $Z$  доминацијата може да настане и при пониски енергии [12, 13].

### 2.3 Дозиметриски величини и нивни единици

Дозиметријата претставува самостојна област од применетата нуклеарна физика во која се изучуваат својствата на јонизирачките зрачења, физичките величини што го карактеризираат заемнодејството на јонизирачкото зрачење со материјата, како и методите за мерење на тие величини [8, 11, 14].

Величините во дозиметријата се однесуваат на изворот на зрачење и неговите физички карактеристики а се однесуваат и на заемното дејство на зрачењето со материјата. Во понатамошниот текст ќе се наведат некои од употребуваните дозиметриски величини

*Апсорбирана доза ( $D$ )* е величина со која се карактеризира заемното дејство на зрачењето со материјалната средина и е еднаква на количеството предадена енергија  $dE$  на елемент од волуменот со маса  $dm$  [14, 15]:

$$D = \frac{dE}{dm}$$

2-19

Единицата во SI е џул на килограм ( $J\ kg^{-1}$ ) за која е воведено посебно име греј -ознака Gy. Еден греј (1 Gy) е апсорбирана енергија од еден џул (1 J) од било кој вид на јонизирачко зрачење, предадена на материјата со маса од 1 kg.

Брзина на апсорбираната доза ( $\dot{D}$ ) ја претставува предадена енергија на јонизирачко зрачење на единица маса за единица време [8, 11]:

$$\dot{D} = \frac{dE}{dm\ dt} = \frac{dD}{dt}$$

2-20

Накучо,  $\dot{D}$  може да се дефинира како прираст на апсорбираната доза во единица време и истата во понатамошниот текст ќе се бележи само со  $D$ . Во SI единицата за брзината на апсорбираната доза е греј во секунда ( $Gy\ s^{-1}$ ).

Деталните испитувања покажуваат дека биолошките ефекти што ги предизвикува јонизирачкото зрачење во одредена материјална средина претставуваат мошне сложена

функција од повеќе фактори. Освен зависноста од просторната и временската распределба на апсорбираната доза, посебно влијание врз биолошките ефекти има видот на зрачењето. Докажано е дека биолошките ефекти од иста апсорбирана доза во исто тело, добиена од X и  $\gamma$ ,  $\alpha$ , протонско или неутронско зрачење, се многу различни. Од друга страна, чувствителноста на различни органи кај човекот е различна, така што иста апсорбирана доза на јонизирачко зрачење во различни органи може да предизвика различни биолошки ефекти. Точното определување на овие зависимости е прилично тешко, пред се поради тоа што директни експериментални испитувања не се можни освен во случај на несреќи. За таа цел се користат експериментални испитувања со животни од кои се добиваат значајни резултати на кои се темели науката за заштитата од зрачењето како и утврдувањето на биолошките ефекти од зрачењето [14].

Оваа сложена зависност е дефинирана од Меѓународната комисија за радијациони единици и мерења во 1973 г. преку воведените величини: еквивалентна доза и ефективна еквивалентна доза.

Еквивалентна доза ( $H$ ) е изразена со следната равенка [14, 15]:

$$H = \sum_i w_{Ri} D_i$$

2-21

каде што  $D$  е апсорбирана доза, а  $w_{Ri}$  е тежински фактор кој зависи од видот на зрачењето:  $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\gamma$ , протони, неутрони итн. Претходно дефинираната величина, апсорбирана доза, квалитативно се разликува од еквивалентната доза, па затоа за еквивалентна доза е воведена посебна единица наречена сиверт (Sievert) со ознака Sv. За различни видови јонизирачки зрачења вредностите на факторот  $w_{Ri}$  се дадени во табела 2-1:

Табела 2-1. Вредности за факторот  $w_R$  во зависност од видот на зрачењето [8]

$w_R$	Тип на зрачење
1	X, $\gamma$ , $\beta$ -зрачење
3	термички неутрони ( $E_n = 0,025$ eV)
10	брзи неутрони и протони до 10 MeV
20	$\alpha$ -честици

Ефективната еквивалентна доза ( $D_E$ ), ги зема предвид ефектите на зрачењето врз одделни органи и е изразена како сума на производот на еквивалентната доза и тежинскиот фактор за одделниот орган.

Табела 2-2. Тежински фактор на ткивата [11]:

Ткиво или орган	$w_{Ti}$	Ткиво или орган	$w_{Ti}$
Гонади	0,23	Тироидна жлезда	0,05
Дојка	0,15	Површина на коски	0,02
Црвени крвни зрнца	0,12	Црн дроб	0,05
Бели дробови	0,12	Кожа	0,01
Желудник	0,05	Останатите органи	0,20

Пример: зрачење од ист тип на различни ткива, во зависност од радиочувствителноста на ткивото или органот, може да предизвика различни биолошки ефекти [14]. Ефективната еквивалентна доза (или ефективна доза) се мери во сиверти и се пресметува според равенката:

$$D_E = \sum_i w_{Ti} H_i ,$$

2-22

каде  $w_i$  е тежинскиот фактор за одделни органи (табела 2-2) а  $H_i$  е еквивалентната доза за тие органи.

## 2.4 Терестријално зрачење

Под терестријално зрачење се подразбира зрачењето кое потекнува од радионуклидите кои постојат во земјата и карпите уште од нејзиното формирање (од пред милијарди години). Најважниот од овие, така наречени, исконски радионуклиди се  $^{40}\text{K}$  ( $T_{1/2} = 1,28 \cdot 10^9$  години),  $^{87}\text{Rb}$  ( $T_{1/2} = 4,7 \cdot 10^{10}$  години),  $^{238}\text{U}$  ( $T_{1/2} = 4,47 \cdot 10^9$  години) и  $^{232}\text{Th}$  ( $T_{1/2} = 1,41 \cdot 10^{10}$  години), потомците од сериите на  $^{238}\text{U}$  и  $^{232}\text{Th}$ , кои придонесуваат во дозите од терестријално зрачење. Други радионуклиди, како што се оние од серијата на  $^{235}\text{U}$ , не се од интерес во радијационата заштита поради малиот придонес во вкупната доза која ја прима населението од извори од природно потекло [2, 3, 16].

### 2.4.1 Екстерно зрачење

За проценка на изложеноста на човекот на екстерно зрачење, постојат две категории и тоа: (i) изложеност на зрачење на отворен простор и (ii) изложеност на зрачење во затворен простор.

#### 2.4.1.1 Изложеност на зрачење на отворен простор

Радионуклидите во почвата се директна причина за изложеноста на зрачење на отворен простор и зависи од геологијата на теренот т.е. од специфичната активност на радионуклидите во карпите од кои потекнува почвата. Просечните вредности на специфичните активности на  $^{40}\text{K}$ ,  $^{238}\text{U}$  и  $^{232}\text{Th}$  во почвата на светско ниво се дадени во извештајот на UNSCEAR 2000 и изнесуваат:  $400 \text{ Bq kg}^{-1}$ ,  $35 \text{ Bq kg}^{-1}$  и  $30 \text{ Bq kg}^{-1}$ , соодветно [2]. Со помош на тие вредности била пресметана брзината на апсорбирана доза во воздухот на 1 m над површината на земјата за секој радионуклид, па се добиле следниве вредности:  $17 \text{ nGy h}^{-1}$ ,  $16 \text{ nGy h}^{-1}$  и  $18 \text{ nGy h}^{-1}$ . Направените пресметки се однесуваат за почва со густина од  $1,6 \text{ g cm}^{-3}$  која што содржи 10% вода, и се темелат на претпоставката дека сите потомци на  $^{238}\text{U}$  и  $^{232}\text{Th}$  се во радиоактивна рамнотежа со нивните претходници во низата. Просечната брзина на апсорбирана доза од гама зрачењето во воздухот на отворен простор на 1 m над земјината површина е  $51 \text{ nGy h}^{-1}$  [2]. Специфичната активност на природните радионуклиди е вообичаено повисока кај карпите од вулканско потекло, отколку кај седиментните, додека, пак, метаморфните карпи имаат вредности типични за карпите од кои што потекнуваат. Но, постојат и некои исклучоци, како што се некои седиментни карпи, некои згури и фосфатни карпи кај кои радионуклидите се со висока специфична активност. Друг радионуклид кој што може да има значаен удел во вкупната изложеност на зрачење на населението е вештачкиот радионуклид  $^{137}\text{Cs}$  кој се уште е присутен во почвите како последица од хаваријата во Чернобил и нуклеарните проби.

Со цел да се предвиди просечната брзина на апсорбирана доза од екстерното гама зрачење на отворен простор на национално ниво, се користат различни методи и типови на инструментација. Национални истражувања биле спроведени во повеќе земји, и истите се сублимирани во извештаите на UNSCEAR [1, 3].

#### 2.4.1.2 Изложеност на зрачење во затворен простор

Познавање на брзината на апсорбираната доза внатре во објектите е од големо значење за проучувањето на изложеноста на популацијата, со оглед на тоа што современиот начин на живот наложува најголемиот дел од времето да се поминува во затворен простор.

Повисоките вредности за екстерната брзина на апсорбирана доза во затворен простор потекнуваат од високите содржини на природните радионуклиди во градежните материјали. Овие градежни материјали можат да бидат од природно потекло (тули, гранит) или да се инкорпорираат од индустриски процеси (фосфогипс, пепел) [3].

Како заклучок од UNSCEAR извештаите, беше наведено дека односот на брзината на апсорбирана доза на отворено и во затворено во голема мерка зависат од типот на користените градежни материјали и нивното потекло. Ако градежните материјали се од локално потекло, може да се очекува дека вредноста на односот на дозите во воздухот отворено/затворено се помеѓу 1 и 2, што е последица на промената на геометријата на изворот и поради присуството на врати и прозорци [1, 2].

## 2.5 Радон и неговите краткоживеачки потомци

Според табела 1-1, се гледа дека во просек околу една половина од ефективната годишна доза од сите природни извори на зрачење потекнува од инхалацијата на краткоживеачките потомци на  $^{222}\text{Rn}$ . Од друга страна, пак, населението може да прими значајно високи ефективни дози и од радонот  $^{220}\text{Rn}$  во случаи на високи концентрации на  $^{232}\text{Th}$ . Понекогаш дозите од радон може да се многу високи и сериозно да го нарушат човековото здравје. Сознанијата за потенцијалните здравствени проблеми кои можат да бидат предизвикани од радонот во затворен простор се во постојан раст во последните неколку години, така што голем број на научни трудови, книги, извештаи и конгреси се посветени на прашањата поврзани со изложеноста на зрачење од радон, особено во затворен простор [17].

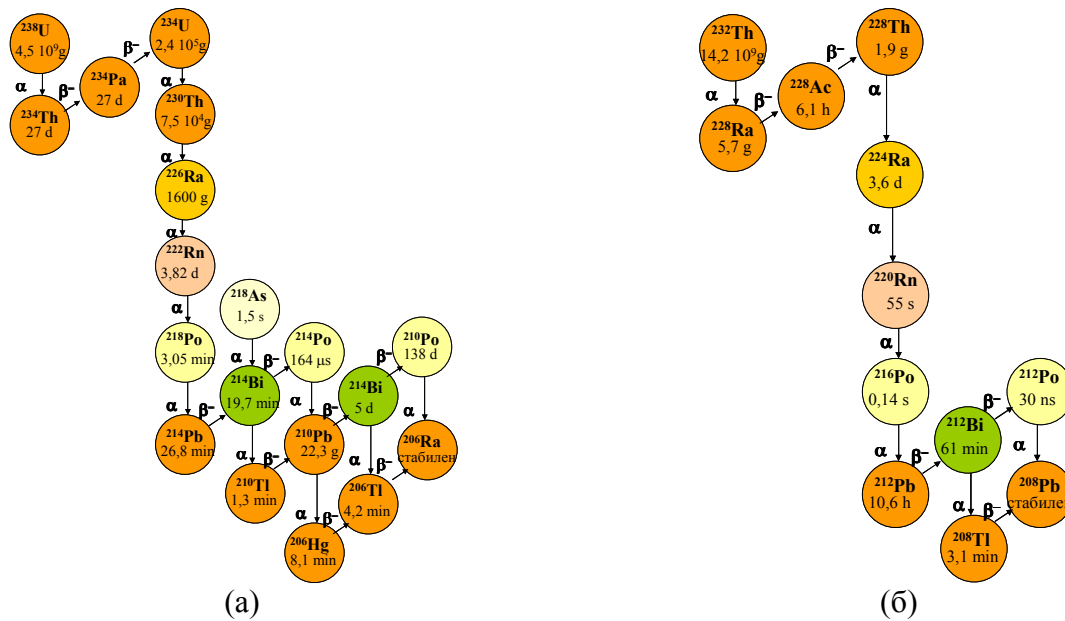
### 2.5.1 Радон во терестријалните материјали

Радонот е инертен гас, производ на радиоактивната трансформација од  $^{238}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и постои во различни концентрации во сите терестријални материјали.

Постојат три изотопи на радон во природата:

- радон  $^{219}\text{Rn}$  познат и под името актинон а потекнува од низата на  $^{235}\text{U}$ ,
- радон  $^{220}\text{Rn}$  познат и под името торон од низата на  $^{232}\text{Th}$  (слика 2-5 б) и
- радон  $^{222}\text{Rn}$  од низата на  $^{238}\text{U}$  (слика 2-5 а).

Поради ниските концентрации на  $^{235}\text{U}$  во почвата и поради краткиот период на полураспаѓање на радон  $^{219}\text{Rn}$  ( $T_{1/2} = 3,96 \text{ s}$ ), овој изотоп не е значаен од аспект на радијационата заштита. Додека, пак, радонот  $^{220}\text{Rn}$  ( $T_{1/2} = 5,56 \text{ s}$ ) има исто така краток период на полураспаѓање, но како што беше напоменато претходно, неговото присуство не секогаш може да се занемари. Релативно долгиот период на полу распаѓање на  $^{222}\text{Rn}$  ( $T_{1/2} = 3,82 \text{ дена}$ ) го прави овој изотоп најдоминантен природен извор на зрачење на населението [18].



Слика 2-5 Низите на распаѓ на  $^{238}\text{U}$  (а) и  $^{232}\text{Th}$  (б)

Радонот навлегува во атмосферата најчесто преку воздухот од почвата. Колкава ќе биде концентрацијата на  $^{220}\text{Rn}$  и  $^{222}\text{Rn}$  на Земјината површина ќе зависи пред се од концентрацијата на  $^{228}\text{Ra}$  и  $^{226}\text{Ra}$  во почвата, брзината на еманација како и од атмосферските процеси, кои пак, во голема мерка зависат од метеоролошките услови [3].

Почвата се дефинира како порозен медиум составен од органски материи, гранули од почва и пори пополнети со вода и земјен гас. На пример, кога  $^{226}\text{Ra}$  се распаѓа во гранулите од почвата, самите атоми од  $^{222}\text{Rn}$  се одвојуваат од гранулите и навлегуваат во порите исполнети со воздух, движејќи се кон атмосферата [20]. Доколку атомите на  $^{226}\text{Ra}$  се блиску до површината на одделните гранули од почвата, атомите на радон  $^{222}\text{Rn}$  можат да упаднат во порите помеѓу гранулите. Придонесот од дифузијата навнатре во цврстите гранули на минералот е занемарлива бидејќи голем дел од атомите од радонот ќе се распаднат пред да ја напуштат гранулата. Бројот на атомите на радонот што ќе се создадат во почвата и ќе навлезат во порите, е изразен преку коефициент на еманација. Коефициентот на еманација најмногу зависи од карактеристиките на почвата, како што се гранулацијата, порозноста и содржината на вода и не се менува со текот на времето [21, 22]. Присуството на вода право пропорционално влијање на еманацијата. Имајќи го предвид фактот дека дометот на радон во вода е  $0,1 \mu\text{m}$ , а во воздух тој изнесува  $63 \mu\text{m}$ : кога атомот на радон ќе навлезе во порите на земјата, доколку во порите има само воздух, тогаш атомот ќе стигне до следната гранула на земјата. Доколку порите се исполнети со течност, радонот ќе си остане внатре [3].

Влијанието на надворешната температура на воздухот врз температурата на гасот во земјата е мал поради тоа што земјата има слаба топлинска спроводливост, па затоа само сезонските промени можат да влијаат на промената на температурата во земјата [23, 24].

Подвижноста на радонот низ даден порозен материјал се води како од дифузионите закони кои што зависат од градиентот на концентрацијата така и од механизмите на конвекција кои зависат од притисокот. Во самата почва, градиентот на концентрацијата предизвикува движење на молекулите на гасот од високи кон ниски концентрации. За да влезе во слободната атмосфера, гасот радон мора прво да дифундира преку порите во материјалот. Притоа, само еден дел од него ќе излезе на површината пред да се распадне. Дифузиониот пат е полн со препреки па разбирливо е дека некои атоми на радонот ќе влезат и во затворени пори во кои ќе останат заробени и нема да можат да излезат. Конвективните движења се предизвикани од разликите во притисоците кои зависат од метеоролошките услови, а кои варираат како функција од времето и не можат вистински да бидат квантифицирани [3, 25].

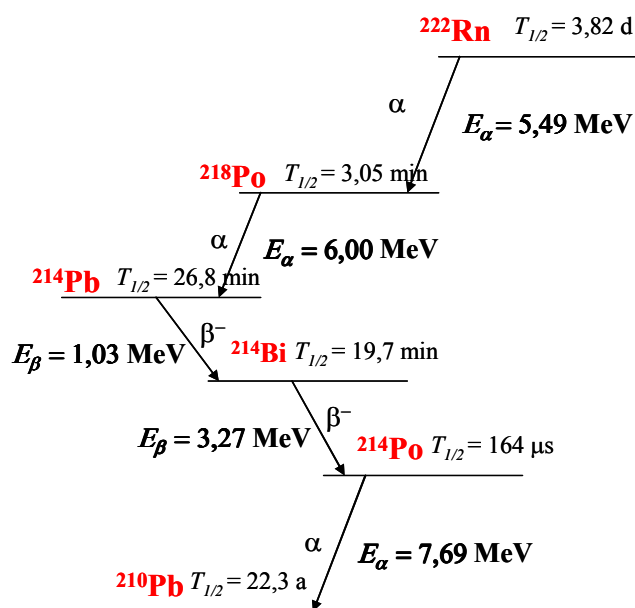
### 2.5.2 Радон и неговите потомци во затворен простор

На слика 2-6 е прикажана шемата на распаѓањето на  $^{222}\text{Rn}$ . Од трансформацијата на  $^{222}\text{Rn}$  се добива  $^{218}\text{Po}$  при што се емитираат алфа честици со енергија од 6,0 MeV. Потоа  $^{218}\text{Po}$ , кој е со период на полу распаѓање од  $T_{1/2} = 3,11$  минути преминува во  $^{214}\text{Pb}$ . Бета честичите се емитуваат од  $^{214}\text{Pb}$  ( $T_{1/2} = 19,9$  min) и  $^{214}\text{Bi}$  ( $T_{1/2} = 19,9$  min) и се создава  $^{214}\text{Po}$ , од кој што со емисија на алфа честица со енергија од 7,69 MeV ( $T_{1/2} = 164$   $\mu\text{s}$ ) набргу се создава крајниот продукт  $^{210}\text{Pb}$ . Крајниот потомок има период на полураспаѓање од 22,3 години и се смета за стабилен при пресметките кои се однесуваат на радонот  $^{222}\text{Rn}$  и неговите потомци [18].

Концентрацијата на радонот што ќе се акумулира во затворениот простор е право пропорционална со брзината на промените на воздухот. Понатаму, концентрациите на распадните потомци на радонот се со слична зависност но тие, од друга страна пак, можат и да се наталожат на околните површини. Последново, директно зависи од брзината на вентилацијата во собата со која концентрацијата на распадните потомци се одржува да биде пониска од концентрацијата на радонот [25].

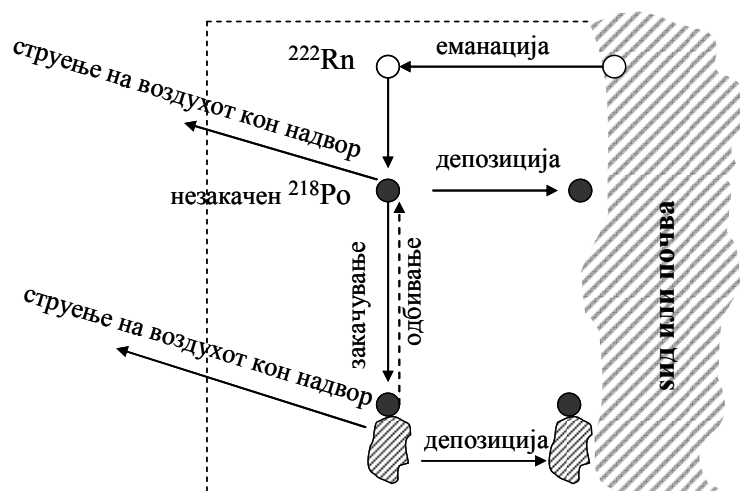
Акумулираниот  $^{222}\text{Rn}$  во затворен простор се распаѓа согласно со шемата прикажана на слика 2-6.

Директниот потомок од распаѓањето  $^{222}\text{Rn}$  е  $^{218}\text{Po}$  и е слободен јон. Молекулите на водена пара или гасовите (присутни во просторот) се собираат околу јонот, притоа формирајќи молекуларен слој од 2 nm до 20 nm дебелина. Јонот и слојот најчесто се нарекуваат слободни или незакачени потомци.



Слика 2-6 Шема на распаѓањето на  $^{222}\text{Rn}$

Незакачениот  $^{218}\text{Po}$  има голема мобилност и за време од 10 s до 100 s се закачува на аеросолите (нормалната големина е од 50 nm до 500 nm); другите можности за незакачениот  $^{218}\text{Po}$  се да се депонира на внатрешните површини, да биде пренесен во надворешната средина преку воздухот или да се распадне во незакачен  $^{214}\text{Pb}$ . (слика 2-7). Закачениот  $^{218}\text{Po}$  е помалку подвижен и неговата депозиција на внатрешните површини често не се земаат предвид. Закачените и незакачените потомци од распаѓањето најчесто се разликуваат по нивното однесување и во околината и како депозити во респираторниот систем. Од истражувањата правени во повеќе примероци од воздух, позицијата и бројот на незакачените потомци од распаѓањето на радон може да варира во широки граници но причините се уште не се доволно разјаснети [3, 18].



Слика 2-7 Основните процеси кои влијаат на рамнотежата помеѓу радонот и потомците во затворен простор [3]

Од алфа распаѓањето на закачениот  $^{218}\text{Po}$  создадениот потомок  $^{214}\text{Pb}$  може да остане закачен (на аеросолите или на внатрешните површини) или пак да се претвори во незакачен, како резултат на неговата енергија на одбивање. Како последица на ова, однесувањето на  $^{214}\text{Pb}$  е слично со она на  $^{218}\text{Po}$ . Од распаѓањето на закачениот потомок  $^{214}\text{Pb}$ , создадениот  $^{214}\text{Bi}$  типично останува закачен бидејќи одбивната енергија на бета распаѓањето не е доволно голема за да може да го откачи.

Брзината на депозиција на закачените потомци е приближно два пати помала од онаа на незакачените потомци на распаѓањето, и е приближно со константна вредност во интервал од  $0,1 \text{ h}^{-1}$  до  $0,3 \text{ h}^{-1}$ . Следува дека депозицијата на закачените потомци од распаѓањето е занемарлива бидејќи распаѓањето и струењето на воздухот дејствуваат обратно пропорционално.

Брзината на закачување врз аеросолите е линеарно зависна од концентрацијата на честичите во внатрешниот воздух. Концентрацијата на аеросолите во затворен простор зависи во главно од надворешната концентрација на аеросолите, вентилацијата и од изворите на аеросолите во затворен простор.

Во прашливи, зачадени услови, процентот на незакачените фракции ќе бидат многу низок, додека во многу чиста средина, онаму каде постои филтрација на воздух, нивниот процент ќе биде многу повисок. [3].

Факторот на рамнотежа на радонот  $F$  е дефиниран како однос на еквивалентната рамнотежна концентрација на краткоживеачките потомци на радонот ( $EERC$  - за  $^{222}\text{Rn}$ ,  $EETC$  за  $^{220}\text{Rn}$ ) и концентрацијата на радонот. Величините  $EERC$  и  $EETC$  се еквивалентни рамнотежни концентрации на потомците од распаѓањето на радонот  $^{222}\text{Rn}$  и радонот  $^{220}\text{Rn}$  соодветно и се дадени со равенките:

$$EERC = 0,105C_1 + 0,516C_2 + 0,379C_3,$$

2-23

Каде што  $C_1$ ,  $C_2$  и  $C_3$  се одделните концентрации на  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Pb}$  и  $^{214}\text{Po}$  соодветно изразени во  $\text{Bq m}^{-3}$ , и

$$EETC = 0,913C_1 + 0,087C_2,$$

2-24

каде  $C_1$  и  $C_2$  се концентрациите на  $^{212}\text{Pb}$  и  $^{212}\text{Bi}$ , соодветно, изразени во  $\text{Bq m}^{-3}$ .

Вредностите на факторот на рамнотежа  $F$  се наоѓаат обично во интервал од 0,3 до 0,8 во зависност од дадените услови. За целите на радијационата заштита при проценка на

изложеноста на луѓето во радонска атмосфера  $^{222}\text{Rn}$  за  $F$  се зема да е 0,6 на отворен и 0,4 во затворен простор, додека, пак, за  $^{220}\text{Rn}$  атмосфера вредностите се 0,1 и 0,3 соодветно за отворен и затворен простор [2].

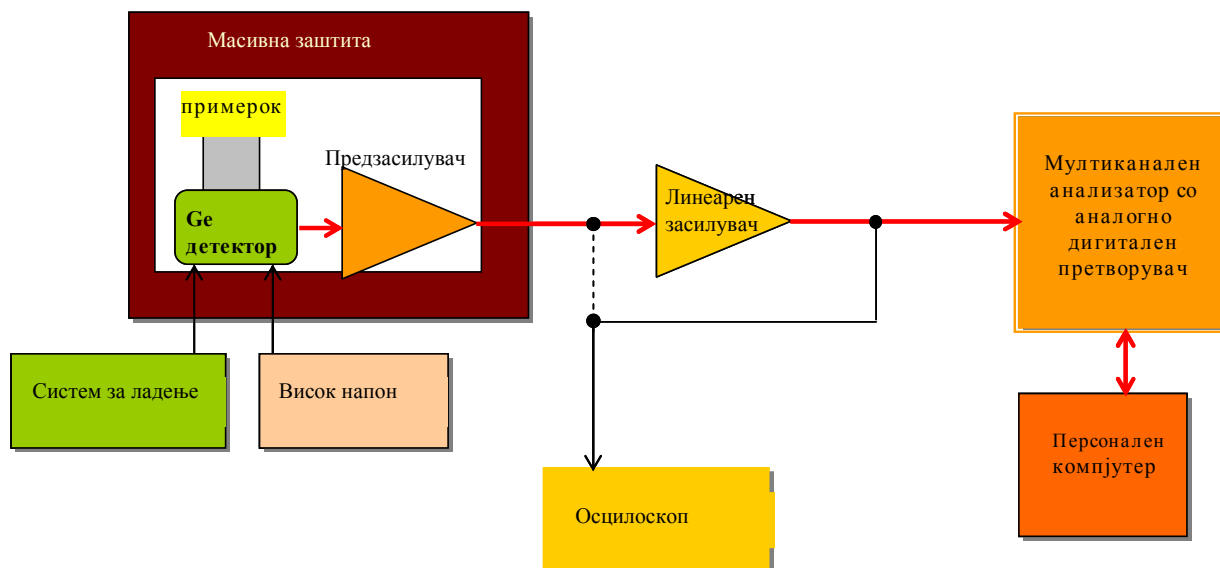
### 3 НУКЛЕАРНИ МЕРНИ ТЕХНИКИ

Во истражувањето на природната радиоактивност беа користени три мерни техники, и тоа:

- Специфичната активност на радионуклидите во почвите и градежните материјали се определуваше гама спектрометриски,
- концентрациите на радон  $^{222}\text{Rn}$  и  $^{220}\text{Rn}$  во затворен простор се определуваа со помош на нуклеарни трагови детектори а
- концентрацијата на радон  $^{222}\text{Rn}$  и на радон  $^{220}\text{Rn}$  во почвениот гас се определуваше со помош на активната алфа спектрометриска метода.

#### 3.1 Гама спектрометрија

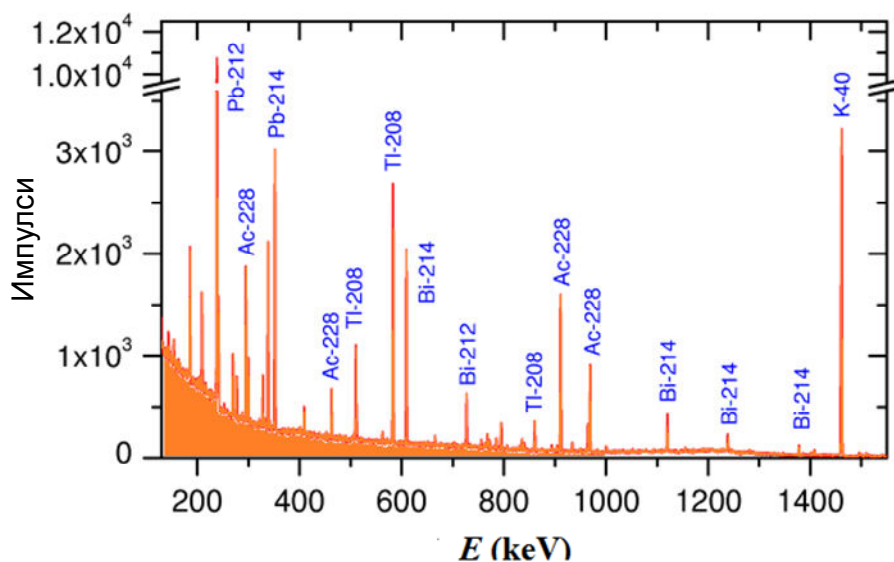
Блок дијаграмот на еден гама спектрометриски систем претставен е на слика 3-1. Процесот на мерење се заснова на претворање на предадената енергија од секундарните електрони во чувствителниот волумен од детекторот во струен импулс.



Слика 3-1. Блок - дијаграм на гама спектрометриски систем

Кога гама фотонот од примерокот ќе упадне на детекторот, тогаш упадниот фотон може да стапи во интеракцијата со електроните преку: фотоефект, комптоновото расејување и создавањето парови електрон - позитрон. Како последица од интеракциите се создаваат голем број парови електрони - шуплини, кои под дејството на силното електрично поле се

распоредуваат. Количеството создадени парови електрон - шуплина е пропорционален со енергијата на упадните фотони. Создадениот импулс, којшто е многу мал, се регистрира во предзасилувачот од каде што оди во засилувачот и понатаму преку мултиканалниот анализатор и аналогно - дигиталниот конвертор до компјутерот каде што резултатите се презентираат во форма на спектар - линии со гаусова распределба [10, 13]. На слика 3-2 е прикажан еден таков гама спектар.



Слика 3-2. Гама спектар

Основните параметри на детекторот се:

- *Релативната ефикасност* се определува како однос помеѓу површината на линијата на цела апсорпција на 1332 keV енергијата од <sup>60</sup>Co, и истата површина, измерена со сцинтилационен детектор со кристал NaJ(Tl) (3x3 inc) [26].
- *Разделна способност по енергии* се карактеризира со полната ширина на полувисината (FWHM) на линијата со определена енергија на монохроматските гама кванти [27].
- *Формата на спектралната линијата* во еден идеален детектор треба да има гаусова форма затоа што таа е резултат на многу случајни независни процеси. Ширењето на основата на линијата придонесува да се зголеми бројот на каналите со што се зголемува и нивото на детекција. Отстапувањата на линијата од Гаусовата распределба ја влошува точноста на анализата. Проблемот уште повеќе се усложнува кога постојат две блиски линии [27, 28].

- За да се опишат отстапувањата на линијата од идеалната Гаусова крива обично се користи величината полна ширина на 1/10 од висината (FWTM). За идеална гаусова распределба важи условот:  $\frac{FWTM}{FWHM} = 1,823$  [26].
- *Однос Пик/Комптон* - Квалитетот на детекторите добро се опишуваат со односот: пик/Комптон, кој го претставува односот помеѓу висината на линијата на 1332 keV на  $^{60}\text{Co}$  и средната вредност на Комптоновото плато помеѓу 1040 и 1096 keV [26 - 28]. Колку овој однос е поголем се зголемува, се намалува ширината на линијата (пикот) а со тоа се зголемува и ефикасноста на детекторот.
- *Разделителна способност по времето* е минималното време помеѓу два сукцесивни гама кванти кои детекторот е способен да ги регистрира како два одделни настани [29].

Во Лабораторијата на радиоекологија при Институтот за Јавно здравје на Република Македонија постојат два независни гама системи ДЕТО I и ДЕТО II (слика 3-3) со параметри дадени во табела 3-1.

Табела 3-1 Параметри на детекторите

детектор	$d$ (mm)	$h$ (mm)	$\varepsilon$ (%)	FWHM (keV)
ДЕТО I	55	48,5	25	1,79
ДЕТО II	57	49	22	1,88

$d$ - дијаметар на кристалот,  $h$ -висина на кристалот,  $\varepsilon$ - релативна ефикасност на детекторот



Слика 3-3 Лабораторија за гама спектрометрија во ИЈЗ на РМ

Заради повисоката ефикасност, примероците се мереа на ДЕТО I спектрометрискиот систем. Примероците беа мерени во стандарден сад со геометрија од типот Marinelli 500ml. На слика 3-4 е претставен еден подготвен примерок од почва во сад со наведената геометрија.



Слика 3-4. Сад и геометрија на мерење: Marinelli 500ml

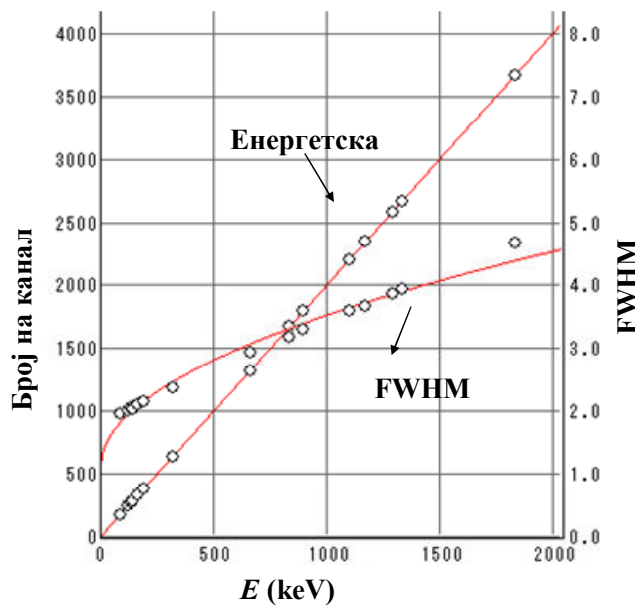
### 3.1.1 Калибрација на гама спектрометрискиот систем

За да може да се врши правилна интерпретација на спектарот (идентификација на радионуклидот во спектарот и квантификацијата на неговата активност) неопходно е да се направи калибрација. Под калибрација на гама спектрометрискиот систем, се подразбира енергетска, FWHM (полна ширината на половина од висината на пикот) калибрација и калибрација на ефикасност [26, 27].

Калибрацијата се спроведува во лабораториски услови со сертифициран стандарден извор MBSS 2 – геометрија. Ваквата калибрација се користеше во мерењата на оваа студија. Верификацијата на резултатите се направи со референтни извори со позната активност.

Со помош на енергетската калибрација се воспоставува врската помеѓу положбата на линијата (пикот) во спектарот (каналот) и соодветната гама енергија. За да се намали неопределеноста, добиената врска канал/енергија се фитова со полиномна функција од четврти степен. Добиената комбинирана неопределеност е околу  $\pm 0,5$  keV и се должи во најголем дел на вкупната нелинеарност на засилувачот и на аналогно дигиталниот претворувач.

Целта на FWHM калибрацијата е да се одреди обликот на линијата, поточно да се воспостави зависноста помеѓу површината на линијата и енергијата. Процедурата за правење на оваа калибрација е иста, како и калибрацијата по енергијата [26, 27]. Ширината на линијата зависи од повеќе неопределености, кои се јавуваат при процесот на создавање, собирање и емитирање на сигналот од гама изворот до мултиканалниот анализатор (MCA) [29]. Добиената вредност за експерименталната неопределеност на FWHM линијата е  $\pm 2\%$ , а неопределеноста од фитовањето на калибрационата крива е од ред на  $\pm 1\%$ . На слика 3-5 е претставен пример како изгледаат калибрационите функции на еден 4000 канален гама спектрометриски систем [18].



Слика 3-5 Енергетска и FWHM калибрациона крива

Калибрацијата на ефикасноста на линијата ја дава врската помеѓу брзината на емисија на фотони со дадена енергија и вкупна брзина на импулсите во линијата (пикот).

Ефикасноста на линијата се дефинира со равенката [27] :

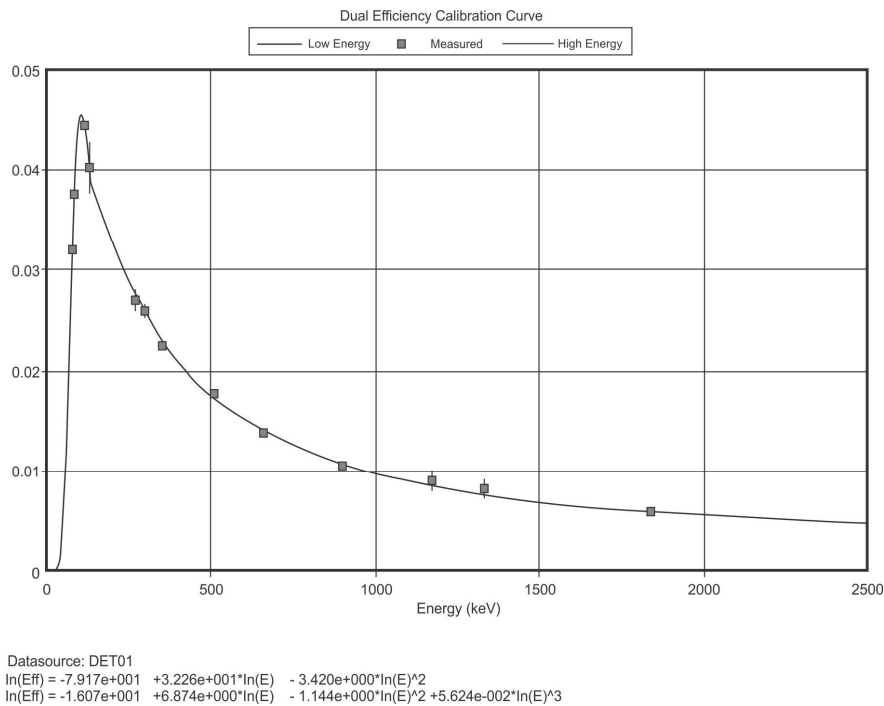
$$\varepsilon(E) = \frac{n(E)}{t \cdot A \cdot P_{\gamma} \cdot C_t \cdot C_a \cdot C_c},$$

3-1

Каде што:  $n(E)$  е бројот на импулси во линијата за дадена енергија;  $t$  е времето на мерење;  $A$  е активноста на радионуклидот во стандардот со кој се врши калибрацијата;  $P_{\gamma}$  - веројатноста на гама линијата;  $C_t$ - корекција за времето на распаѓање;  $C_a$ - корекција за атенуација;  $C_c$ - корекција за каскадни сумирања.

Со други зборови, калибрацијата по ефикасност ја востановува зависноста на ефикасноста од енергијата на гама квантите при дадената геометрија на мерење - Marinelli 500 ml. Резултатот од калибрацијата се добива во облик на функционална зависност  $\varepsilon(E)$ .

Изборот на функцијата е чисто математички проблем. Најчесто се користи дуална полиномена функција, што значи се поставуваат две функции, една во областа на ниски енергии а друга во областа на високи енергии (слика 3-6).



Слика 3-6 Калибрациона крива по ефикасност на DETO 1

### 3.1.2 Проценка на активноста

Активноста на идентификуваниот радионуклид во спектарот, со енергија  $E$  и веројатност за емисија  $P_\gamma(E)$  се определува од следната равенка [27]:

$$A = \frac{(n_s - n_b)}{\varepsilon \cdot P_\gamma \cdot C_t \cdot C_a \cdot C_c},$$

3-2

каде што  $n_s$  е брзина на импулси во површина на пикот со енергија  $E$  од спектарот на примерокот,  $n_b$  е брзина на импулси во површина на соодветниот пик од спектарот на фонот,  $\varepsilon$  е ефикасност за регистрирање на гама кванти со енергија  $E$ ,  $C_t$ ,  $C_a$ ,  $C_c$  се корекционите фактори за времето на распаѓањето, самоапсорпцијата и за каскадните сумирања, соодветно.

При анализата, кога се користат повеќе гама линии на даден радионуклид, активноста се пресметува како тежинска средна вредност [26, 27]:

$$\bar{A}(j) = \frac{\sum_i w_i A_i}{\sum_i w_i},$$

3-3

каде  $A_i$  е активноста пресметана по  $i$ -тата гама линијата со енергија  $E_i$ , а  $w_i$  е соодветниот тежински фактор ( $w_i = \frac{1}{\sigma_i^2}$ ).

### 3.1.3 Проценка на минималната активност на детекција

За да може самиот процес на мерење да се спроведе на вистински начин неопходно е да бидат дефинирани границите на детекција. Општо земено, за било која мерната техника, границите може да се однесуваат на минималната брзина на импулси или пак на минималниот број на импулси кои можат да се детектираат од даден детектор. Границите се во директна функција од: типот на детекторот, неговата ефикасност, активноста која се мери, времето на мерење, фонот, итн.

Да разгледаме еден детектор кој детектира интегрален број од импулси. Прво треба да се одредат импулсите  $N_b$  на фонот (мерење без примерок) во временски интервал  $dt$ , а потоа бројот на импулси кои се однесуваат на измерениот примерок  $N_s$  во ист тој временски интервал. Доколку  $N_b > 0$ , тогаш бројот на импулсите кои навистина потекнуваат од примерокот  $N_0$  ќе се пресметаат со:

$$N_0 = N_s - N_b.$$

3-4

Доколку  $N_s > 0$ , тогаш велиме дека во примерокот има активност и дека резултат се наоѓа во рамките на интервалот :  $(N - k\sigma, N + k\sigma)$  [30]. Факторот  $k$  е фактор на покривање и одговара на веројатноста за наоѓање на резултатот во соодветен интервал на доверба. Така, на пример доколку  $k = 1$ ; тогаш 68% од добиените резултати ќе се најдат во тој интервал [31]. Статистичките флукуации на импулсите од фонот и од примерокот се изразуваат преку стандардната девијација  $\sigma_b$  и  $\sigma_s$  со равенките:

$$\sigma_b = \sqrt{N_b},$$

$$\sigma_s = \sqrt{N_s},$$

3-5

Применувајќи го законот за распространување на неопределеностите [31] за статистичката неопределеност на  $N_0$  би се добило:

$$\sigma_0 = \sqrt{\sigma_b^2 + \sigma_s^2}$$

3-6

На тој начин, имајќи го предвид статистичкиот карактер на процесите, може да се постави границата  $L_C$ , до која чистиот број на импулси  $N_0$  може максимално да флукутира со определена веројатност кога во примерокот нема активност [32]:

$$L_C = k_\alpha \sigma_0$$

3-7

Така, за да се потврди дека во еден примерок нема активност не е доволно  $N_0 > 0$ , туку треба да биде исполнет условот  $N_0 > L_C$ . Тогаш, веројатноста да настане неопределеност од типот А е ниска (5% за  $k_\alpha = 1,65$  и 1% за  $k_\alpha = 2,33$ ) [31]. Условите, при кои се дефинира границата  $L_C$ , дозволуваат да биде искористена како ниво на решение (decision limit):

- ако  $N_0 > L_C$ , тогаш со доволен степен на доверба можеме да потврдиме постоење на активност во примерокот;
- ако  $N_0 \leq L_C$ , тогаш со доволен степен на доверба можеме да тврдиме дека измерениот број на импулси од примерокот  $N_s$  статистички значајно се разликува од бројот на импулси од фонот  $N_b$ ;

Во услови кога  $N_0 > L_C$ , решението за статистичката значајност на сигналот со одредена веројатност е еднозначна – ја проценуваме активноста на примерокот. Но, во услови кога  $N_0 \leq L_C$ , работите се комплицираат. Во овој случај тврдењето има/нема активност во примерокот може да предизвика неопределеност од типот Б. За да се надмине тоа се воведува границата  $L_T$  - ниво „помало од“ (less-than level) [30, 32]. Тогаш во одредени ситуации кога  $N_0 \leq L_C$ , дури и да има активност во примерокот, се кажува дека таа не е „помала од“. Со други зборови, со  $L_T$  се маркира границата над која веројатноста за неопределеност од тип Б станува значајно ниска [32]:

$$L_T = N_0 + k_\beta \sigma_0,$$

3-8

каде,  $k_\beta$  е фактор на покривање при веројатност на неопределеност од тип Б.

Во гама спектрометрија процената на минималната активност на детекција (MDA), за веќе измерен примерок се прави согласно со равенката [30, 33]:

$$MDA = \frac{L_T}{\varepsilon(E_i)P(E_{i,j})},$$

3-9

каде проценката за нивото  $L_T$  е во единици [ $s^{-1}$ ];  $\mathcal{E}(E_i)$  – ефикасност за регистрирање на гама квантите со енергија  $E_i$  при соодветните услови на мерење (условите на мерење треба да ги содржат и неопходните корекциони фактори);  $P(E_{i,j})$  - веројатност за емитирање гама кванти со енергија  $E_i$  од  $j$ -тиот радионуклид.

### 3.1.4 Анализа на спектарот

Предмет на проценка во оваа студија беа специфичните активности на радионуклидите:  $^{40}\text{K}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{238}\text{U}$  и  $^{235}\text{U}$ . Не сите од наведените радионуклиди се гама емитери и не можат сите да се мерат директно гама спектрометриски. Во тој случај проценка на активноста се прави преку активноста на потомците од распаѓањето на дадениот радионуклид. Во тој случај неопходно е да се води сметка дали постои радиоактивната рамнотежа помеѓу нив. Нарушувањето на рамнотежата во низите настанува поради различното хемиско и физичко однесување на радионуклидот во дадениот примерок што се испитува.

Во првата колона од табела 3-2 се дадени радионуклидите што беа предмет на истражувањето во оваа студија а во втората колона се дадени радионуклидите врз база на кој е правени мерењата [34] заедно со нивните карактеристични величини во наредните четири колони. Во понатамошниот текст е дадено толкување за начинот на идентификација и квантификација на бараните радионуклиди.

$^{40}\text{K}$  се идентификува преку неговата гама линија со енергија 1460 keV.

$^{137}\text{Cs}$  е чист бета емитер но е во постојана рамнотежа со  $^{137\text{m}}\text{Ba}$  кој емитира гама кванти со енергија 661,66 keV.

$^{226}\text{Ra}$  – емитира гама-кванти со енергија 186,10 keV и е со значително низок интензитет  $P_\gamma(E) = 0,0351$  друг проблем е што е „покриена” со гама-линијата со енергија 185,72 keV на  $^{235}\text{U}$ . Со соодветни корекции на површината на пикот, оваа линија се користи и како линија за проценка на активноста и како контролна линија. Најшироко прифатениот пристап за гама спектрометриски мерења на  $^{226}\text{Ra}$  е преку гама линиите на краткоживеачките потомци од распаѓањето на  $^{222}\text{Rn}$ :  $^{214}\text{Pb}$  и  $^{214}\text{Bi}$ . Времето за воспоставување на рамнотежа помеѓу  $^{222}\text{Rn}$  и  $^{214}\text{Pb}$  и  $^{214}\text{Bi}$  е најмалку 23 денови и е одредено од периодот на полу распаѓање на  $^{222}\text{Rn}$  ( $T_{1/2} = 3,8$  денови).

$^{238}\text{U}$  - не емитира гама-кванти при неговиот радиоактивно распаѓање. Поради тоа анализата се спроведува преку гама-линиите, на  $^{234}\text{Th}$  и  $^{234\text{m}}\text{Pa}$ , при постоење на радиоактивната рамнотежа во тој дел на низата. Во општ случај за почвите и градежните материјали тој

услов е исполнет. Карактеристично за линијата 63,28 keV од  $^{234}\text{Th}$  е дека има - ниска ефикасност поради ниската енергија на гама квантите; низок интензитетот на гама линијата; висока вредност на брзината на импулси во делот под линијата во однос на брзината на импулси под вкупната површина при ниски активности) од што произлегува поголема неопределеност при проценката на чистата површина на пикот. Неопходни се корекции за самоапсорпција и корекции на импулсите во чистата површина на пикот поради интерференција со линијата 63,81 keV од  $^{232}\text{Th}$ .

Табела 3-2 Податоци за радионуклидите искористени при гама спектрометријата

Процент радионуклид	Мерен радионуклид	$E$ (keV)	$P_\gamma$ (%)	МДА (Bq kg <sup>-1</sup> )	МДА (Bq kg <sup>-1</sup> )
$^{40}\text{K}$	$^{40}\text{K}$	1460,83	10,67	7,79	7,79
$^{137}\text{Cs}$	$^{137}\text{Ba}$	661,66	85,1	0,45	0,45
$^{226}\text{Ra}$	$^{214}\text{Pb}$	295,22	18,15	1,77	1,23
	$^{214}\text{Pb}$	351,93	35,10	1,23	
	$^{214}\text{Bi}$	609,31	44,6	1,97	
	$^{214}\text{Bi}$	1120,29	14,7	4,57	
$^{232}\text{Th}$	$^{214}\text{Bi}$	1764,49	15,10	2,78	
	$^{228}\text{Ac}$	338,32	11,27	3,25	1,52
	$^{208}\text{Tl}$	583,19	30,4	1,58	
	$^{228}\text{Ac}$	911,2	25,8	1,52	
$^{235}\text{U}$	$^{228}\text{Ac}$	968,97	15,8	2,78	
	$^{235}\text{U}$	143,76	10,96	3,42	0,63
	$^{235}\text{U}$	163,33	5,08	4,77	
	$^{235}\text{U}$	185,715	57,2	0,63	
$^{238}\text{U}$	$^{235}\text{U}$	205,31	5,01	7,6	
	$^{234}\text{Th}$	63,28	4,1	19,3	12,8
	$^{234}\text{Th}$	92,37	2,42	18,7	
	$^{234}\text{Th}$	92,79	2,39	12,8	
	$^{234\text{m}}\text{Pa}$	1001,03	0,839	26,5	

Двете гама линии на  $^{234}\text{Th}$  (92,37 keV и 92,79 keV), како и од  $K_\alpha$  - линија на рендгенското зрачење на ториумот (93,35 keV) во гама спектарот се јавува како една линија условно наречена 93 keV. Софтверот за анализа на спектарот ги прави соодветните корекции на линиите но тоа секогаш може да биде извор на големи грешки. Поради тоа, алгоритмот за анализата не ја вклучува таа гама линија туку се користи само како контролна линија.

Гама линијата 1001,03 keV на  $^{234\text{m}}\text{Pa}$  е најсоодветна за мерење на повисоки концентрации на уран. Користењето на оваа линија се препорачува затоа што е поврзана со помали

неопределености (нестатистички) во однос на линиите со енергиите 63 keV и 93 keV. Слабостите на оваа линија се во нискиот интензитет (0,839%) што всушност ја прави неупотреблива при мерење на ниски активности.

$^{235}\text{U}$  - (за разлика од  $^{238}\text{U}$ ), емитира гама-кванти при неговото радиоактивно распаѓање. Гама линиите 163,33 keV ( $P_\gamma(E) = 0,0508$ ) и 205,31 keV ( $P_\gamma(E) = 0,0501$ ) имаат значително низок интензитет а кај линиите 143,76 keV и 185,2 keV мора да се прави корекција поради интерференцијата со гама-линијата 144,23 keV на  $^{223}\text{Ra}$  и гама-линијата 186,1 keV на  $^{226}\text{Ra}$ .

$^{232}\text{Th}$  - не емитира гама-кванти при радиоактивното распаѓање, анализата се изведува преку гама-линиите на  $^{228}\text{Ac}$  и  $^{208}\text{Tl}$ , бидејќи, во најопшт случај, условот за рамнотежа е исполнет [34].

Проценка на релативната вкупна комбинирана неопределеност на одделните резултати се прави во согласност со законот за распределба на неопределеностите [35, 36]:

$$\delta(C) = \sqrt{\sum_i \delta_i^2},$$

3-10

каде,  $\delta_i$  се поединечните неопределености на величините кои влегуваат во процената на активноста во равенката 3-2.

Постапката за определување на вкупната комбинирана неопределеност е објаснета од страна на Стојановска во цитираната литература [37]. За примероците од почва, релативната вкупна комбинирана неопределеност за  $^{238}\text{U}$  беше  $\approx 15\%$ , за  $^{235}\text{U}$   $\approx 23\%$ , додека за останатите радионуклиди  $< 5\%$ , во 68% интервал на доверба.

### 3.2 Мерење на концентрација на радон $^{222}\text{Rn}$ и $^{220}\text{Rn}$ со трагови детектори

Националното мерење на концентрација на радон  $^{222}\text{Rn}$  и  $^{220}\text{Rn}$  во живеалиштата беше спроведено со CR-39 трагови детектори, произведени во Radosys Унгарија со комерцијални имиња RSKS и Raduet. Во текстот што следи, накусо е објаснет процесот на создавање на траги во детекторот, процесот на нагризување, броењето на трагите како и анализа на резултатите.

Цврстите нуклеарни трагови детектори се најмасовно употребувана нуклеарна техника. Предноста на оваа техника е тоа што е едноставна за употреба, едновремено можат да се прават повеќе мерења и релативно е евтина во споредба со други нуклеарни техники.

Основниот принцип на детектирање се заснова на својството на јонизирачки наелектризирани честици кога поминуваат низ диелектрикот тие ја пренесуваат енергијата на електроните во него, што резултира во траги од оштетени молекули на диелектрикот по должината на патеките на честиците. Тоа значи дека оштетувањето се создава од упадната честица, преку судирите на честиците самите со себе или пак со создадените делта зраци по патеката. Опсегот на делта зраците е проширен приближно за 5 nm во секој правец од позицијата на честиците. Трагите стануваат видливи по нагризувањето во киселински или базни раствори. Целата површина на материјалот е подложна на нагризување, но побрзо се нагризуваат оние точки по должината на патеките по кои честиците стапиле во интеракција. На овој начин трагите формираат канали на површината кои се доволно големи да станат видливи со оптички микроскоп. По нагризувањето, трагите стануваат поголеми, со дијаметри во интервалот (10 - 20)  $\mu\text{m}$  [18].

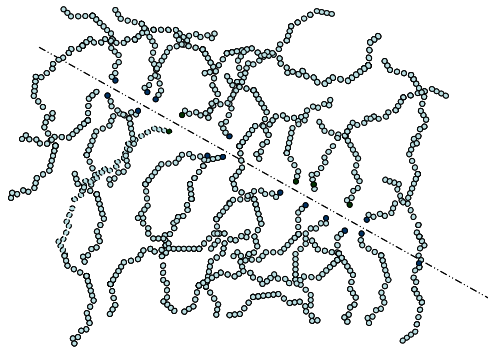
Траговите детектори поседуваат т.н. сопствен праг кој се состои во тоа, детектираната честица да поседува минимум вредност на специфична загуба на енергија  $\left(-\frac{dE}{dx}\right)$  за да се пројави трага во дадениот материјал [18]. Траговите детектори имаат интегрално својство, што значи, со едно единично мерење се добива резултат за вкупната експозиција во даден временски период, од што останува траен запис. Траговите детектори имаат мали димензии и не им треба електрично напојување па се лесни за примена при мерење на концентрацијата на радон во живеалиштата. Оваа техника е особено погодна за спроведување на национални мерења на концентрацијата на радон во затворени објекти.

### 3.2.1 Формирање на траги во полимери

При преминот на наелектризирана јонизирачка честица низ органски полимери, настанува кинење на полимерските низи слика 3-7. Топлинското расејување, долж траекторијата на движење на наелектризираната честица предизвикува локално стопување на полимерот, па тоа заедно со екситацијата предизвикува кинење на вериги и создавање на нови завршетоци. Точките на раскинувањето на веригите се хемиски реактивни па може полесно да стапат во реакција кога нагризувачка база, како, на пример, NaOH ќе навлезе во оштетениот регион. Како последица од поминувањето на јонизирачкото зрачење низ пластиката се создаваат, слободни електрони, јони и молекули во возбудена состојба [38]. Енергијата на екситираните молекули може да се предава на друг молекул. Притоа може да дојде до формирање слободни електрони кои можат да бидат заробени од друг молекул па да се добијат негативни јони. Позитивните јон, оние што ги напуштил електронот, пак може да се рекомбинираат со негативните јони при што ќе настане нов молекул во возбудена состојба.

И јоните и молекулите во возбудена состојба може да создадат дополнителна вибрациона енергија поради која може да дојде до раскинување на врските и да се формираат комплексни вериги од стабилни молекули, слободни радикали и јонизирани молекули. Ефектот врз пластиката би бил сведен на создавање на многу раскинати молекулски низи и создавање на оштетени региони познати како траги. Како последица на раскинатите врски доаѓа до намалување на средната молекулска маса на полимерот.

CR-39 (Columbia Resin-39) е комерцијално име за термоизолациона пластика кој е полимерна форма на бис диетилен гликол (алил карбонат-тривиално име), со општа хемиска формула  $(C_{12}H_{18}O_{17})_n$  [39].



Слика 3-7. Создавање на трага при поминување на алфа честица низ полимер.

Многу важна карактеристика на CR-39 е неговата голема чувствителност на јонизирачко зрачење со најнизок  $dE/dx$  праг во однос на сите други трагови детектори [38]. Другите предности на CR-39 во однос на другите трагови детектори се: широк енергетски ранг на детекција од 0,1 до  $> 20$  MeV, силна изотропност, хомогеност и релативна стабилност во животна средина [38]. Ефикасноста на самиот процес на создавање и визуелизација на трагите создадени во овој тип детектор зависи од повеќе услови кои треба да бидат строго дефинирани. Тоа подразбира дефинирање на начинот на нагризување, силата, температурата и времето на нагризување. Хемиското нагризување на трагите е метод кој се применува за продлабочување на трагите предизвикани од тешки јонизирачки честици. Откако детекторите ќе се исушат, броењето на трагите се спроведува со помош на оптички микроскоп.

### 3.2.2 Методологија на мерењата

Мерењата се правеа со комерцијално достапните RSKS и RADUET пасивни детектори (слика 3-8а). RSKS детекторот се состои од CR-39 чип кој е поставен во цилиндрична дифузиона комора со димензии  $\varnothing 25$  mm x 40 mm. Детекторот тип RADUET беше искористен за комбинирано истовремено мерење на активноста на радон  $^{222}\text{Rn}$  и  $^{220}\text{Rn}$ . Тој се

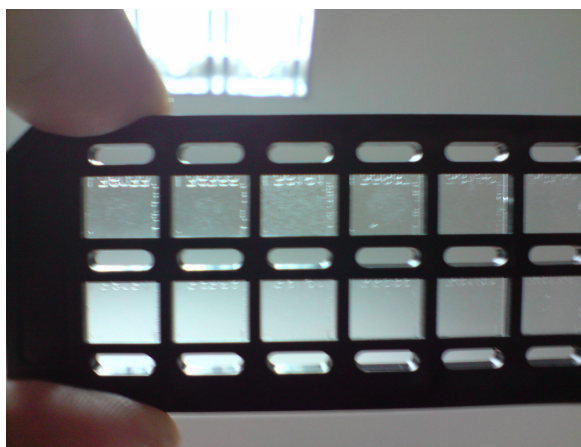
состои од два CR-39 чипови поставени на долниот дел на двете дифузни комори ( $\varnothing$  60 mm x 30 mm). Првата комора на детекторот е чувствителна само на активноста на радон  $^{222}\text{Rn}$ , додека втората комора и на радон  $^{222}\text{Rn}$  и на  $^{220}\text{Rn}$ .



а.)



б.)



в.)



г.)

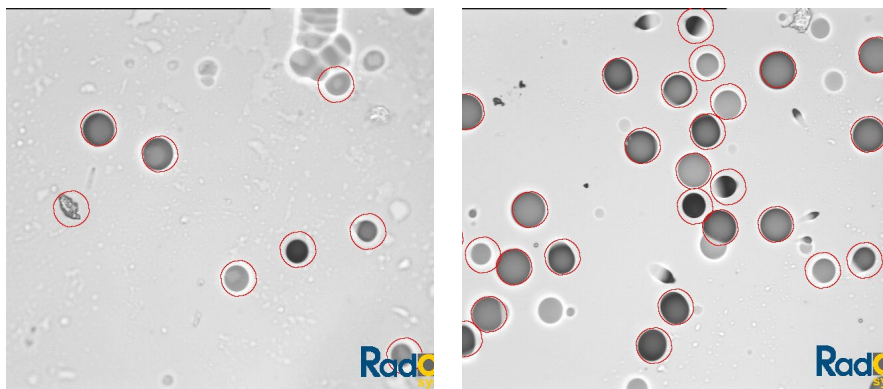
Слика 3-8. а.) RSKS и RADUET детектори; б.) Бања за нагрзување на детекторите; в.) CR-39 после нагрзувањето; г.) Систем за броење на трагите

После изложеноста на детекторите и нивното враќање во лабораторија, детекторите беа отворани а потоа чиповите се одвојуваа од дифузионите комори за да се подготват за хемиската обработка. Нагрзувањето на чиповите се правеше во бања за нагрзување (слика 3-8 б) во 25% раствор од NaOH на температура од 92 °C за 4,5 часа [39]. Броењето на трагите се правеше преку оптички микроскоп, преку софтвер за автоматска анализа на сликата. Софтверот поврзан со микроскоп прво правеше идентификација на детекторот преку соодветниот код изгравирани на површината на CR-39 (слика 3-8 в и г), а потоа со користење на соодветен калибрационен фактор изброените траги на единица површина се претвораа во концентрација на радон  $^{222}\text{Rn}$  во затворен простор во  $\text{Bq m}^{-3}$ , согласно со равенката [39]:

$$C_{Rn} = \rho_c \cdot f_c \cdot \Delta t^{-1},$$

3-11

каде  $C_{Rn}$ , е концентрацијата на радон  $^{222}\text{Rn}$  во  $\text{kBq m}^{-3}$ ,  $\rho_c$  е густина на трагите во  $\text{tr mm}^{-2}$ ,  $f_c$  е калибрациониот фактор, и  $\Delta t$  е времето на изложеност во h.



Слика 3-9 Различен број на траги при различни концентрации на радон

За RADUET детекторите, се спроведуваше дополнителна линеарна пресметка за да се одвојат концентрациите на радон  $^{222}\text{Rn}$  од концентрациите на радон  $^{220}\text{Rn}$ . [40, 41]. За верификација на методата како и за контрола стабилноста на системот се користеа детектори експонирани на познати концентрации на радон  $^{222}\text{Rn}$ . Целосна опрема, заедно со детекторите со соодветни калибрациони фактори, е комерцијално достапна (произведени од Radosys во Унгарија).

Мерењата на концентрациите на  $^{220}\text{Rn}$  беа направена со пасивни трагови детектори (Raduet) После изложеноста на детекторите за временски период од три месеци, густината на трагите на CR-39 чиповите од двете дифузиони комори (едната за радон  $^{222}\text{Rn}$  а другата за радон  $^{220}\text{Rn}$ ) се изразува преку следните равенки [41]:

$$\rho_{^{222}\text{Rn}} = C_{^{222}\text{Rn}} f_{c_1}(\text{Rn}) \Delta t + C_{^{220}\text{Rn}} f_{c_1}(\text{Tn}) + B,$$

$$\rho_{^{220}\text{Rn}} = C_{^{222}\text{Rn}} f_{c_2}(\text{Rn}) \Delta t + C_{^{220}\text{Rn}} f_{c_2}(\text{Tn}) + B,$$

3-12

каде  $\rho_{^{222}\text{Rn}}$  и  $\rho_{^{220}\text{Rn}}$  се густините на трагите на CR-39 детекторите поставени во дифузионите комори за акумулација на  $^{222}\text{Rn}$  и  $^{220}\text{Rn}$ .  $C_{^{222}\text{Rn}}$  и  $C_{^{220}\text{Rn}}$  се концентрациите на радон  $^{222}\text{Rn}$  и радон  $^{220}\text{Rn}$  во  $\text{Bq m}^{-3}$  за време на експозиција  $\Delta t$ ,  $f_{c_1}(\text{Rn})$  и  $f_{c_1}(\text{Tn})$  се калибрациони (конверзиони) фактори за  $^{222}\text{Rn}$  и  $^{220}\text{Rn}$  во  $^{222}\text{Rn}$  комората а  $f_{c_2}(\text{Rn})$  и  $f_{c_2}(\text{Tn})$  се

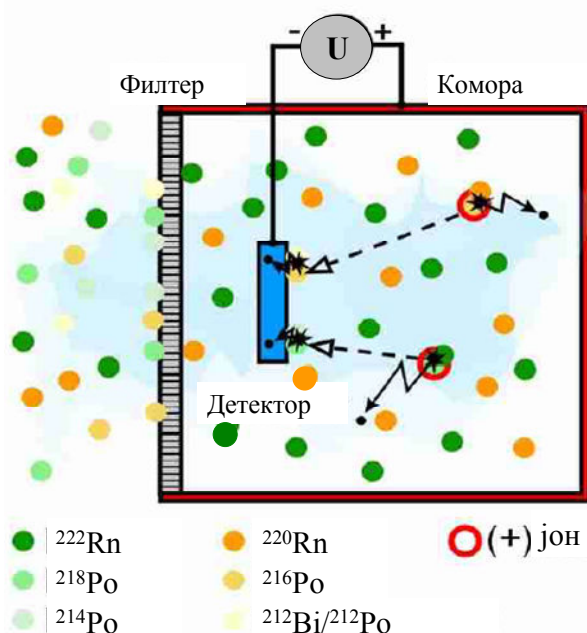
калибрациони фактори за  $^{222}\text{Rn}$  и  $^{220}\text{Rn}$  во  $^{220}\text{Rn}$  комората, а  $B$  е густината на трагите на фонот на CR-39 детекторот.

Мерната неопределеност на поединечните резултати од ова истражување која потекнува од статистиката на броење беше во интервал од 3% - 15%, во функција од густината на трагите во 68% интервал на доверба.

### 3.2.3 Мерење на концентрација на радон $^{222}\text{Rn}$ и радон $^{220}\text{Rn}$ во почвениот гас

За мерење на концентрацијата на радон  $^{222}\text{Rn}$  и радон  $^{220}\text{Rn}$  во почвата се користеше активниот метод со применета алфа спектрометрија. Принципот е следниов: преку филтер со помош на внатрешна пумпа се вшмукува гасот во комората во којашто радонот се распаѓа. Филтерот, притоа го ограничува влезот на потомците на радонот и честиците од прашина. Алфа честиците што во комората се емитираат од потомците на радонот се детектираат со полупроводнички Si детектор.

Конструктивно, овој детектор е сличен со гама спектрометарот. Излезниот сигнал од детекторот се засилува со предзасилувач, кој е чувствителен на електричен полнеж, а потоа и со линеарен засилувач. Областа на броење за секој од радионуклидите се избира во зависност од висината на импулсите и од распределбата на алфа честиците во примерокот. Распределбата на импулсите по нивната висината се прави со мултиканалениот анализатор.



Слика 3-10. Шематски приказ на детекција на радон со активен детектор

Концентрацијата на радонот  $^{222}\text{Rn}$  и  $^{220}\text{Rn}$  се мери преку мерење на концентрациите на краткоживеачките потомци:  $^{218}\text{Po}$  и  $^{216}\text{Po}$ , создадени од распаѓањето на радон  $^{222}\text{Rn}$  и радон

$^{220}\text{Rn}$  внатре во мерната комора. Веднаш после распаѓањето, создадените атоми на  $^{218}\text{Po}$  и  $^{216}\text{Po}$  за кусо време се јонизираат од алфа честиците, внатре во комората. Создадените јони, под дејство на електростатските сили од внатрешното поле се собираат на краевите од планарниот полупроводнички детектор. Откако ќе се постигне рамнотежата помеѓу родителите и потомците, тогаш бројот на собраните јони од  $^{218}\text{Po}$  и  $^{216}\text{Po}$  е пропорционален со концентрацијата на радон  $^{222}\text{Rn}$  и радон  $^{220}\text{Rn}$  внатре во комората [42].

Создадениот  $^{218}\text{Po}$  се распаѓа и има период на полу распаѓање од 3,05 min и околу 50% (честиците емитирани кон површината на детекторот) од сите распаѓање ќе бидат регистрирани од страна на детекторот. Рамнотежата помеѓу радон  $^{222}\text{Rn}$  и  $^{218}\text{Po}$  се постигнува после 5 периоди на полу распаѓање на  $^{218}\text{Po}$ , што значи после 15 минути. На тој начин се определува минималното потребно време за одговор на детекторот. Потоа распаѓањето продолжува со двата бета емитери  $^{214}\text{Pb}$  и  $^{214}\text{Bi}$ , па следува уште еден алфа емитер  $^{214}\text{Po}$ . Тоа значи дека со секое распаѓање на  $^{218}\text{Po}$  е проследено и со распаѓањето на  $^{214}\text{Po}$  кое може да се детектира.

Енергиите на  $^{218}\text{Po}$  и  $^{214}\text{Po}$  се различни, па концентрациите на двата нуклида може да се разгледуваат во посебни области од интерес. Кога се работи за  $^{220}\text{Rn}$ , неговиот директен потомок е  $^{216}\text{Po}$ , кој, исто така, се јонизира и како таков се користи за определување на концентрацијата на  $^{220}\text{Rn}$ . Периодот на полу распаѓање на  $^{216}\text{Po}$  е покус од 1 s па поради тоа, рамнотежата се воспоставува, практично веднаш. Периодот на полураспаѓање на потомците на  $^{216}\text{Po}$ ,  $^{212}\text{Pb}$  и  $^{212}\text{Bi}$  се многу долги за да можат да се искористат во мерењето.

Нуклидите кои се идентификуваат во спектарот се прикажани во табела 3-3 [42]:

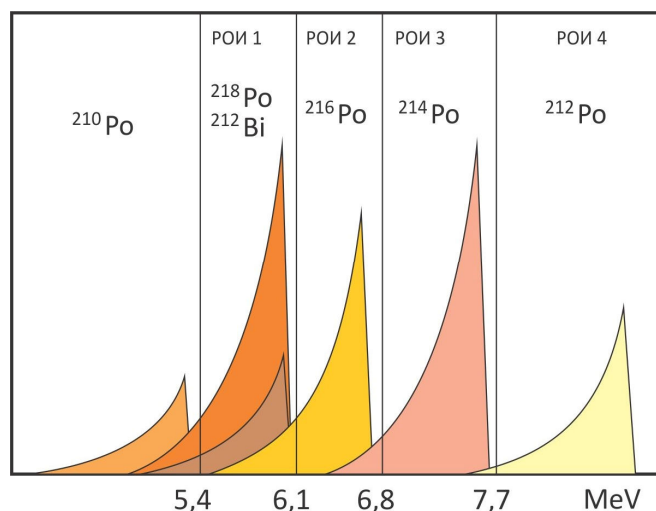
Табела 3-3 Радионуклиди кој се идентификуваат во спектарот

Радионуклиди од Радон ( $^{222}\text{Rn}$ ) низата на распаѓање	Енергија
$^{218}\text{Po}$	6,002 MeV
$^{214}\text{Po}$	7,687 MeV
Радионуклиди од Радон ( $^{220}\text{Rn}$ ) низата на распаѓање	Енергија
$^{216}\text{Po}$	6,778 MeV
$^{212}\text{Po}$	8,785 MeV
$^{212}\text{Bi}$	6,050 MeV
	6,080 MeV

Во идеален случај спектарот за секој поединечен радионуклид треба да биде моно-енергетска линија, што значи дека сите случувања на распаѓање би се регистрирале во еден канал. Но во

реален случај исто како и кај гама спектрометријата, спектарот дава пикови кои се распределени низ повеќе канали наместо во еден. Формата на пикот наликува на Гаусова функција со рамен наклон од левата страна кој се нарекува „опашка“. Гаусовиот облик е резултат на термалниот шум од електрониката на детекторот и предзасилувачот. Опашките се создаваат поради загубите на енергијата на алфа честиците во нечувствителниот заштитен слој на детекторот. И дебелината на слојот и големината на детекторот влијаат на вистинскиот облик на опашките [29]. Потомците на радонот  $^{222}\text{Rn}$  се депонираат на површината на детекторот а растојанието кое ќе го поминат честиците низ нечувствителниот волумен зависи од аголот на емисија (честиците со различни енергии навлегуваат во сензитивниот волумен под различни агли).

За секој радионуклид чие што распаѓање го разгледуваме треба да дефинираме енергетски регион од интерес. На секој регион од интерес (РОИ), горната граница е дефинирана така, да биде повисока од емисионата енергија на радионуклидот. Горната граница е еднаква со долната граница на РОИ на радионуклидот со пониска енергија. Под ова се подразбира дека најголемиот дел од распаѓањата на даден радионуклид ќе се јават во дефинираниот РОИ но, во тој регион ќе дадат придонес и опашките од повисоките енергетски нивоа.



Слика 3-11. Алфа спектар на потомците од распаѓањето на радон  $^{222}\text{Rn}$  и радон  $^{220}\text{Rn}$

- РОИ 4 – регион на интерес на  $^{212}\text{Po}$ : Во овој регион се регистрира само распаѓањето на  $^{212}\text{Po}$ , затоа што има највисока енергија.  $^{212}\text{Po}$  не се користи за детекција на радон  $^{222}\text{Rn}$  и радон  $^{220}\text{Rn}$ , претставени се само како контролни варијабли.
- РОИ 3 – регион на интерес на  $^{214}\text{Po}$ : Околу 5% од импулсите кои потекнуваат од распаѓањето на  $^{212}\text{Po}$ , се бројат како распаѓање на  $^{214}\text{Po}$ .

- РОИ 2 – регион на интерес на  $^{216}\text{Po}$ : Покрај  $^{216}\text{Po}$  исто така и 8% од  $^{214}\text{Po}$  и 2% од  $^{212}\text{Po}$  го покриваат овој енергетски регион.
- РОИ 1 – регион на интерес на  $^{218}\text{Po}$ : Овој регион го покриваат импулсите на  $^{218}\text{Po}$  и  $^{212}\text{Po}$ . Енергијата на емисија на двата радионуклиди е приближно идентична (6,002 MeV и 6,050 MeV/ 6,080 MeV) што го прави невозможно нивното разделување. Понатаму, околу 20% во тој регион дава придонес и  $^{216}\text{Po}$ .

Опашките претставуваат константна величина за даден детектор. За време на калибрацијата на инструментот тие се определуваат за секој регион од интерес [29, 42].

За мерење на концентрацијата на радон  $^{222}\text{Rn}$  и радон  $^{220}\text{Rn}$  во почвениот гас се користеше инструмент за активно мерење на радон, производство на SARAD – Германија (слика 3-12).



Слика 3-12. Инструмент за мерење на радон  $^{222}\text{Rn}$  и радон  $^{220}\text{Rn}$

## 4 ЕКСПЕРИМЕНТАЛЕН ДЕЛ

Република Македонија е лоцирана во централниот дел на Балканскиот полуостров на површина од 25 713 km<sup>2</sup>. Од вкупната површина повеќе од 50% отпаѓа на планинските масиви. Одејќи од југ кон север се забележуваат три климатски зони и тоа: умерено медитеранска, планинска и умерено континентална клима. Според податоците од Државниот завод за статистика од 31.12.2008 година, во Република Македонија живеат 2.048.619 жители од кои 57,8 % живеат во градовите, а 20,5% во Скопје [43]. Македонија и ако мала по површина држава има не само географска, климатска туку и голема геолошка разноликост. Во оваа дисертација, за претставување на резултатите се искористи регионалната поделба на Македонија по статистички региони и поделбата по геотектонски единици. Согласно со поделбата, од 2007 година, Република Македонија ја сочинуваат 8 статистички региони: Полог (ПОЛ); Југозападен (ЈУЗ); Пелагонија (ПЕЛ); Скопје (СКО); Вардар (ВАР); Југоисток (ЈУИ); Исток (ИСТ); Југоисток (ЈУИ)<sup>1</sup>. Според геотектониката, територијата се дели на четири зони: Западна зона (ЗЗ), Пелагониски масив (ПЕ); Вардарска зона (ВЗ) и Српско македонски масив (СМ). Како дел од Српско Македонскиот масив и Вардарската зона се издвојува областа на млади вулканити : Кратовско Злетовска област (КЗ).

Во врска со целите на дисертацијата, резултатите се презентирани по следниот хронолошки редослед:

- специфичната активност на радионуклидите во почвите и проценка на дозите кои ги прима населението од надворешно терестријално зрачење на отворен простор;
- специфичната активност на радионуклидите во цементите и суровините за изработка на цементите и проценка на дозите кои ги прима населението од екстерното зрачење во затворен простор;
- концентрација на радон <sup>222</sup>Rn во затворен простор и проценка на интерната доза од радонот што ја прима населението ширум Република Македонија;
- концентрација на радон <sup>220</sup>Rn во затворен простор и проценка на интерната доза од радонот која ја прима населението ширум РМ;
- концентрација на радон <sup>222</sup>Rn и радон <sup>220</sup>Rn во почвениот гас во Скопје и Прилеп.

---

<sup>1</sup> Во заграда се наведени кратенките од статистичките региони, користени во презентација на резултатите

Статистичката обработка и анализата на податоците се правеше со помош на статистичката програма: XLSTAT Pro 7.5. Обработка и анализата на резултатите се состоеше во следните постапки [44]:

- Дескриптивната статистика: минимална вредност (Min); максимална вредност (Max); аритметичка средна вредност (AC); стандардна девијација (CD), стандардна девијација на средната вредност (CDC); геометриска средна (GC), геометриска стандардна девијација (GCD)<sup>2</sup>.
- Хипотезата за распределбата на резултатите (нормалност/log нормалност на функцијата) се тестираше со Kolmogorov-Smirnov (KS) тестот.
- Хипотезата за хомогеноста во групите, што е исто така услов за нормална распределба, се тестираше со Bartlett-тестот.
- Во зависност од распределбата на резултатите од мерените величини, се применуваше параметриска и непараметриска статистика.
- Варијацијата на средните вредности на мерените величини беше тестирана со помош на ANOVA (параметриски тест) и Kruskal-Wallis (KW) (непараметрискиот тест). Доколку главниот ефект беше значаен, Fisher's LSD - тестот и непараметарскиот Mann-Whitney U (MW) тестовите беа направени за да се утврдат разликите помеѓу статистички значајните средни вредности.
- Кога се добиваше log-нормална распределба на резултатите, анализата се правеше на логаритмираните вредности – за да се избегне влијанието на екстремните вредности.
- Сите анализи се правеа на ниво на доверба од 95% (веројатност на грешка  $p \leq 0,05$ ).

## 4.1 РАДИОАКТИВНОСТ ВО ПОЧВИТЕ

### 4.1.1 Вовед

Кога се испитува изложеноста на населението во една држава или регион природно е прво да се испита изложеноста којашто потекнува од терестријалното зрачење. Колкава ќе биде екстерната изложеност на терестријално зрачење директно зависи од геолошките и географските услови, па затоа варијациите се големи помеѓу различни региони во светот [45, 46].

---

<sup>2</sup> Во заграда се наведени кратенките користени во текстот

Од друга страна, специфичната активност на природните радионуклиди во почвата е поврзана со литологијата на даден регион и со содржината радионуклидите во карпите од кои потекнуваат почвите [3, 47 - 49].

Покрај природните радионуклиди, Светот се контаминира со радионуклиди од вештачко потекло како резултат на тестирањата на нуклеарното оружје и како резултат на несреќата во Чернобил. Еден од нив, а сè уште значајно присутен во површинските почви во животната средина е и  $^{137}\text{Cs}$  ( $T_{1/2} = 30$  години) [3, 50].

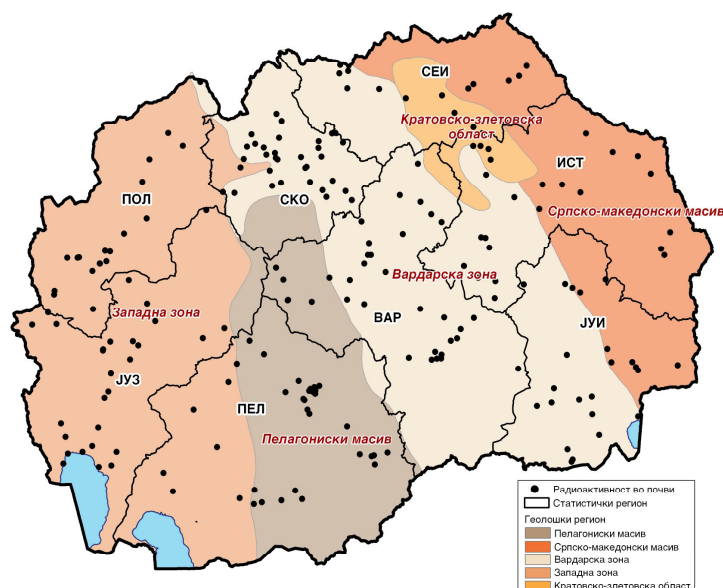
Неопходноста од испитувањата на специфичната активност на радионуклидите во различни типови почви и испитувањето на изложеноста на населението на екстерното терестријално зрачење во различни региони и држави во светот, ја потврдуваат голем број на објавени трудови од таа област. Како на пример такви истражувања се направени во Грција, Јордан, (Мануса), Турција, Нигерија, Адана (Турција), Војводина, Република Српска итн. [50 - 57].

Во понатамошниот текст се презентирани резултатите, од истражувањето на терестријалната радиоактивност, спроведено во Република Македонија.

#### **4.1.2 Методологија на истражувањето**

За целите на истражувањето на радиоактивноста во почвите на РМ беа земени вкупно 213 примероци во периодот од 2007 до 2010 година, од целата територија на Република Македонија. Во согласност со истражувањата од страна на повеќето научници за распределбата на радионуклидите на различни длабочини, се дошло до заклучокот дека до длабочина од 20 cm, специфичната активност линеарно расте, а потоа има константни вредности [45, 58], почвите беа земани на длабочина до 20cm. Оваа длабочина на земање на почви е препорачана и во ISO 18589-2 [59], како длабочина за првичните истражувања. Местата од каде што се земаа примероците беа лоцирани во близина на населените места но и во самите градови. На слика 2-1 со точки се обележани локациите од каде беа земени примероците од почва.

Секој примерок беше претходно подготвен за мерење на тој начин што беше исушен и сомелен. Понатаму, исушениот и хомогенизиран примерок беше префрлен во 500 ml Marinelli сад за гама спектрометриски мерења. Садовите беа херметички затворани и чувани околу еден месец за да се постигне секуларната рамнотежа помеѓу  $^{226}\text{Ra}$  и неговите краткоживеачки потомци пред гама спектрометриските мерења.



Слика 4-1 Локации каде се земени вкупно 213 примероци од почва

### 4.1.3 Резултати од мерењата на радиоактивноста во почвите и дискусија

Статистиката на специфичната активност во  $Bq\ kg^{-1}$  на радионуклидите што беа измерени во сите почви, предмет на оваа студија е дадена во табела 4-1. Од резултатите, проценетите аритметички средни вредности ( $AC \pm CD$ ) на специфичната активност на природните радионуклиди:  $^{40}K$ ,  $^{226}Ra$ ,  $^{238}U$ ,  $^{232}Th$ ,  $^{235}U$  во почвите се презентирани во посебен ред од табелата.

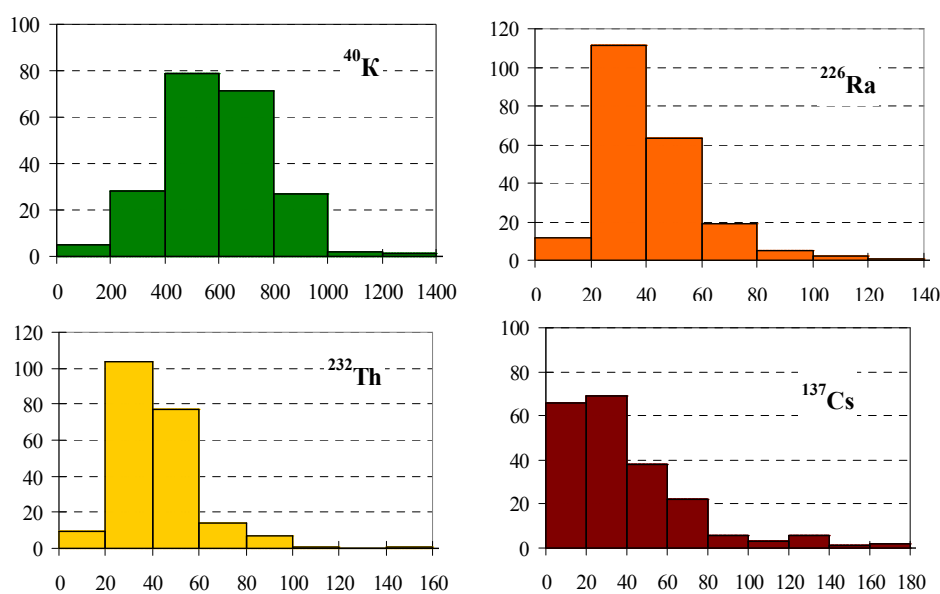
Табела 4-1: Специфична активност на радионуклидите во почвите на РМ

	$A_m (Bq\ kg^{-1})$					
	$^{40}K$	$^{137}Cs$	$^{226}Ra$	$^{238}U$	$^{232}Th$	$^{235}U$
Мин	80	0,23	9,4	9,2	6,5	0,43
Мах	1390	178	123	111	145	4,98
Мед	584	29	37	39	39	1,78
АС	585	38	41	41	41	1,89
СД	192	31	18	17	18	0,78
СДС	13	2,13	1,22	1,17	1,23	0,05
ГС	550	27	37	38	38	1,74
ГСД	1,47	2,58	1,53	1,53	1,55	1,53
<b>АС ± СД за РМ</b>	<b>585 ± 192</b>	<b>38 ± 31</b>	<b>41 ± 18</b>	<b>41 ± 17</b>	<b>41 ± 18</b>	<b>2.09 ± 0.87</b>
Светски просек	400		35		30	

Со споредба на добиените резултати од табелата погоре, може да се види дека аритметичките средни вредности за  $A_m$  на  $^{226}Ra$ ,  $^{232}Th$  и  $^{40}K$  се нешто повисоки од светските просечни

вредности: 35, 30 и 400 Bq kg<sup>-1</sup> [1]. Како последица од широкиот спектар на литолошките единици од истражуваната територија, резултатите од специфичната активност на радионуклидите се распоредени во доста широки интервали на вредности.

Така, на пример, вредностите за <sup>40</sup>K се наоѓаат во интервалот од 80 до 1390 Bq kg<sup>-1</sup>, но тие вредности се најдени во единични примероци. Најголем број на резултатите се во интервалот од 200 до 1000 Bq kg<sup>-1</sup> (слика 4-2). Аналогно на тоа и вредностите за <sup>226</sup>Ra, <sup>238</sup>U, <sup>232</sup>Th се во широки интервали, што исто така се гледа и од слика 4-2. Од самите хистограми но и од тестот на Kolmogorov-Smirnov (KS) се покажа дека од сите испитувани радионуклиди само резултатите за <sup>40</sup>K имаат нормална распределба (KS,  $p < 0,0001$ ), а сите останати ја следат log нормалната распределба.

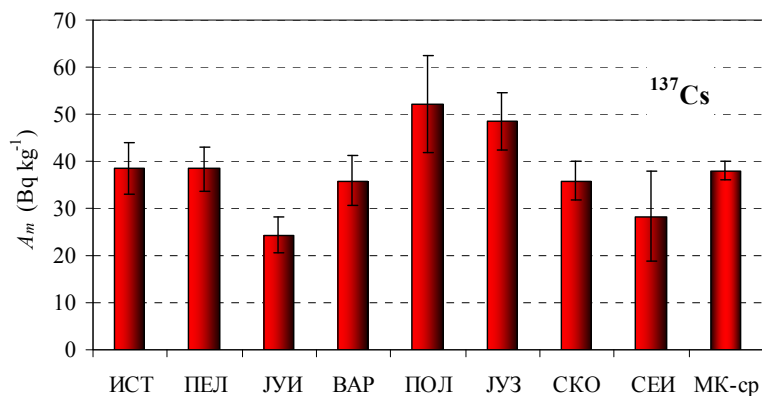


Слика 4-2: Хистограми од резултатите добиени за <sup>40</sup>K, <sup>226</sup>Ra, <sup>232</sup>Th, <sup>137</sup>Cs

#### 4.1.3.1 Распределба на <sup>137</sup>Cs и <sup>226</sup>Ra по региони

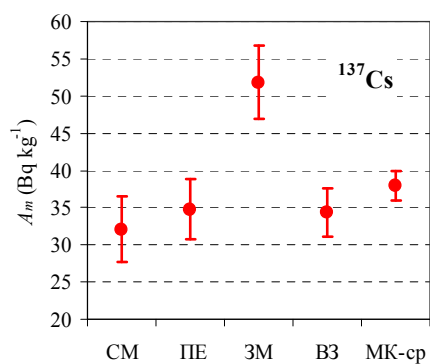
Присуството на <sup>137</sup>Cs беше најдено во сите примероци, и добиените вредности се во интервалот од 0,23 до 178 Bq kg<sup>-1</sup>, но голем дел од вредностите (вкупно 135) се до 40 Bq kg<sup>-1</sup>. На слика 4-3 се претставени проценетите аритметички средни вредности во 95% интервал на доверба, во статистичките региони на РМ. И покрај тоа што <sup>137</sup>Cs е радионуклид од вештачко потекло, очигледно е дека постои разлика помеѓу средните вредности во Југозападниот и Полошкиот регион во однос на вредностите во Југоисточниот, Источниот и Североисточниот регион. Поради логичното географско групирање на резултатите, може да се претпостави дека постои разлика во количеството на врнежи во тие региони. Претпоставката се потврди со податокот од литература [60], каде што е наведено дека просечните врнежи во период од

1951 до 1980 година во Источниот дел на Македонија изнесуваат  $550 \text{ mm}^{-1}$ , додека, пак, во Западниот дел,  $855 \text{ mm}^{-1}$ .

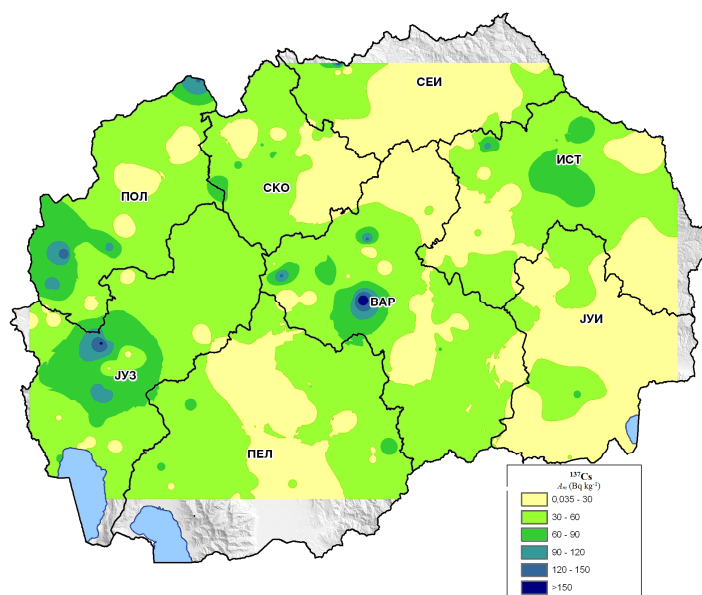


Слика 4-3 Проценета аритметичка средна вредност на  $^{137}\text{Cs}$  во различните региони

Заклучоците се потврдија и со групирањето по геотектонски зони (слика 4-4).



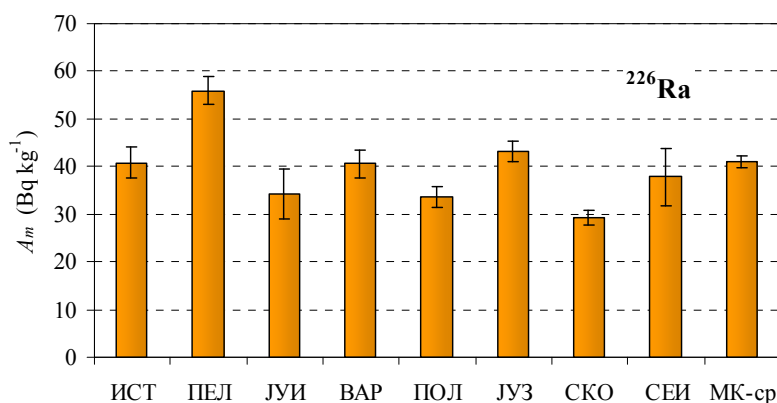
Слика 4-4 Проценета аритметичките средни вредности на  $^{137}\text{Cs}$  во четирите геотектонските зони



Слика 4-5 Географска распределба на  $^{137}\text{Cs}$  (Bq kg $^{-1}$ ).

На слика 4-5е претставена географската распределба на  $^{137}\text{Cs}$ .

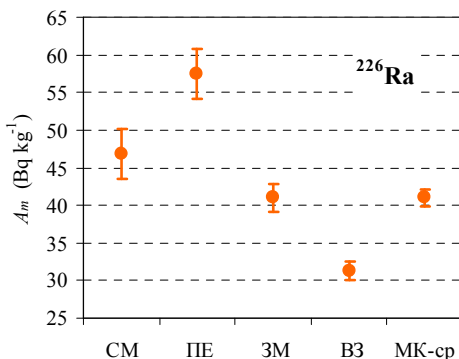
Понатаму, на слика 4-6 се претставени проценетите аритметички средни вредности на специфичната активност на  $^{226}\text{Ra}$  во статистичките региони. ANOVA, анализата на варијансата на  $\log C(^{226}\text{Ra})$ , покажа дека постои статистички значајна разлика помеѓу специфичните активности во различните статистички региони и во геотектонските зони ( $p < 0,0001$ ).



Слика 4-6 Проценетите аритметички средни вредности на концентрациите на  $^{226}\text{Ra}$  во статистичките региони

Средната вредност на специфичната активност на  $^{226}\text{Ra}$  во регионот Пелагонија ( $56 \pm 19$ )  $\text{Bq kg}^{-1}$  статистички значајно е повисока во однос на останатите статистички региони. Најниската средна вредност е проценета за Скопскиот регион ( $29 \pm 9$ )  $\text{Bq kg}^{-1}$ .

Резултатите од геотектонското групирање дадоа слични резултати. Статистички значајно повисоки специфични активности на  $^{226}\text{Ra}$  беа проценети во Пелагонискиот масив (ПЕ): ( $57 \pm 20$ )  $\text{Bq kg}^{-1}$  (слика4-7).



Слика 4-7 Аритметички средни вредности на  $^{226}\text{Ra}$  во геотектонските зони

Најниската средна вредност на  $^{226}\text{Ra}$  во однос на останатите зони беше најдена за Вардарската зона:  $(31 \pm 12) \text{ Bq kg}^{-1}$ .

Разновидниот литостратиграфски состав на почвата во регионите придонесува кон дисперзијата на резултатите. Така, на пример во ова истражување се базира на само се 213 почви од 41 литостратиграфски единици, па поради слабиот (нерепрезентативен) статистички примерок, не е оправдано да се донесуваат какви и да било општи заклучоци.

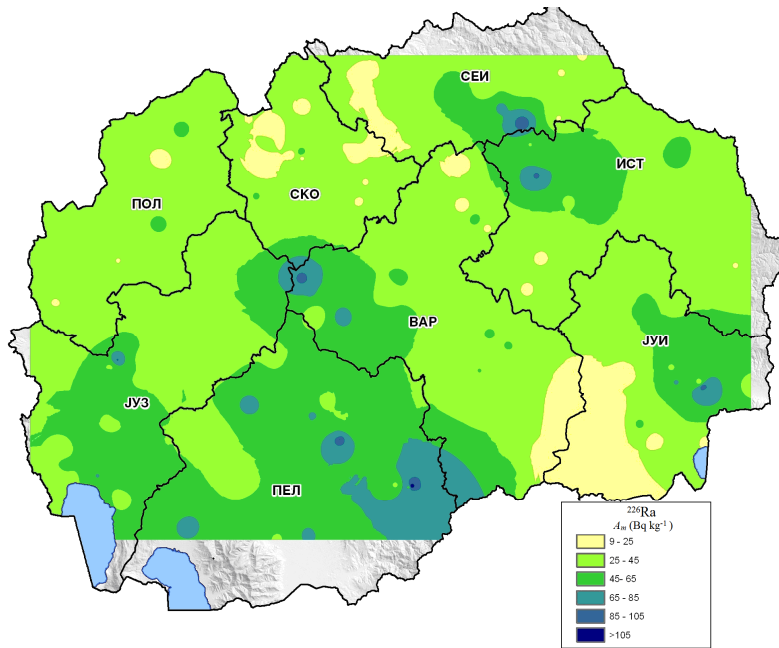
Во следната табела 4-2 се прикажани резултатите за специфичната активност на  $^{226}\text{Ra}$  во некој од литостратиграфските единици анализирани во ова истражување

Максималната вредност на специфичната активност е проценета во туфовите од андезитски состав  $(67 \pm 21) \text{ Bq kg}^{-1}$ , кои потекнуваат од Пелагонија и Кратовско - Злетовската област. Минималната средна вредност на специфичната активност е проценета во литолошките единици: конгломерати, песочници, лапорци и глинци  $(26 \pm 7) \text{ Bq kg}^{-1}$  кои се од седиментно потекло и главно потекнуваат од Вардарската зона, поточно од Скопската област.

Табела 4-2 Специфичната активност на  $^{226}\text{Ra}$  ( $\text{Bq kg}^{-1}$ ) во некој од литостратиграфските единици

	Бр.	$^{226}\text{Ra}$ ( $\text{Bq kg}^{-1}$ )							
		Мин	Мах	Мед	АС	СД	СДС	ГС	ГСД
Конгломерати, песочници, лапорци и глинци	6	18	38	24	26	7	3	25	1
Метаморфисани варовници и мермери	6	30	42	37	37	4	2	37	1
Филити, метапесочници и конгломерати	6	21	86	41	45	23	9	41	2
Мермери, мусковитски и дволискунски гнајсеви	7	28	90	39	49	22	8	45	2
Туфови од андезитски состав	7	36	101	68	67	21	8	64	1
Турбидитна моласа (песочници, лапорци и глинци)	9	17	48	29	29	9	3	28	1
Делувиум-проливиум	24	19	106	41	45	21	4	40	2
Лапоровити, глини, песоци и чакали	35	20	74	37	40	11	2	38	1
Алувиум	62	12	99	39	41	16	2	38	1

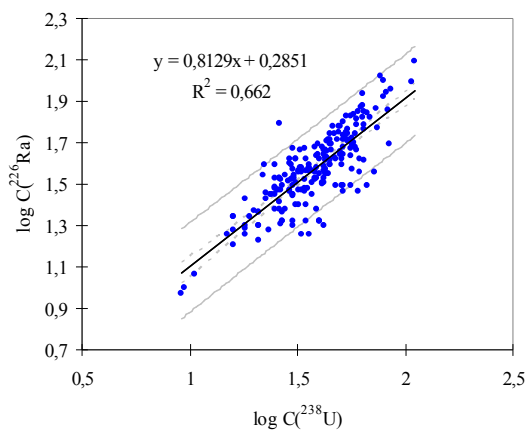
На следната слика е претставена географската распределба на  $^{226}\text{Ra}$  ( $\text{Bq kg}^{-1}$ ).



Слика 4-8 Географската распределба на концентрациите на  $^{226}\text{Ra}$  ( $\text{Bq kg}^{-1}$ ).

#### 4.1.3.2 Корелација помеѓу активностите на радионуклидите

За да се направат правилни проценки на дозата за еден регион неопходно е познавањето на распределбата на радионуклидите но и познавањето на условите на секуларната рамнотежа помеѓу истите [61- 63]. За таа цел, се анализираа корелациите помеѓу концентрациите на радионуклидите во примероците од почва. Прво се анализираше односот  $^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U}$  и земајќи ги предвид сите почви, за што беше добиена средната вредност од  $1,007 \pm 0,017$ . Од регресивната линија прикажана на слика 4-9 се гледа дека активностите на  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{238}\text{U}$  покажуваат статистички значајна позитивна корелација ( $p < 0,001$ ), со коефициент на корелација  $R = 0,814$  и коефициент на детерминација  $R^2 = 0,662$ .



Слика 4-9: Линеарна регресија на  $\log C(^{238}\text{U})$  и  $\log C(^{226}\text{Ra})$  во  $\text{Bq kg}^{-1}$

Силната корелација помеѓу  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{238}\text{U}$  индицира дека поединечните резултати за активноста за било кој од двата радионуклиди се добро претскажани на индивидуално ниво со линеарната функција, претставена на сликата 4-9 со интервал на доверба од 95%. Високиот коефициент на корелација ( $R = 0,814$ ) на односот  $^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U}$ , е погоден индикатор за проценка на активноста на било кој од двата радионуклиди. Средните вредности на односот  $^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U}$  добиени во оваа студија се движат од 0,91 за Југоисточниот регион до 1,09 за почвите од Скопскиот регион. Но, ANOVA анализата на варијансата покажа дека не постои статистички значајна разлика на  $^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U}$  помеѓу статистичките региони и геотектонските зони. Од литературата е познато дека во почвите со мало количество глина се зголемува мобилноста на ураниумот, а тоа може да доведе до нарушување на рамнотежата со неговите потомци -  $^{226}\text{Ra}$  [62, 63]. На тој начин може да се протолкуваат и разликите во односите на  $^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U}$  во почвите од: Југоисточниот регион ( $^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U} = 0,91 \pm 0,22$ ) и од Скопскиот регион ( $^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U} = 1,09 \pm 0,35$ ). Може да се претпостави дека причина за разликата е поголемото присуство на глина во Скопскиот регион. Кога специфичната активност на  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{238}\text{U}$  во испитуваните примероци се на ниво на природна радиоактивност, тогаш малата девијација се јавува и во делот на низата помеѓу  $^{230}\text{Th}$  и  $^{238}\text{U}$ . Врз основа на резултатите, а имајќи предвид дека испитуваните почви се од површинскиот слој, тогаш може да тврдиме дека состојбата на радиоактивната рамнотежа на  $^{238}\text{U}$  - серијата постои во најголем број од почвите. Добро би било во некоја наредна студија да се направи некоја посебна студија за испитување на рамнотежата во почвите од подлабоките слоеви заради подобра проценка на секуларната рамнотежа.

Радионуклидите присутни во серијата на  $^{235}\text{U}$  а и самиот радионуклид  $^{235}\text{U}$ , не се од интерес во радијационата заштита поради малиот придонес кон вкупната доза што ја прима населението од извори од природно потекло. Во оваа студија, идентификацијата и квантификацијата на  $^{235}\text{U}$  беше со цел да се контролира односот  $^{238}\text{U}/^{235}\text{U}$ , кој впрочем е постојан за природната изотопна смеса на ураниумот ( $\approx 21,7$ ) [34]. Добиената средна вредност за односот  $^{238}\text{U}/^{235}\text{U}$  во оваа студија е  $22,0 \pm 0,1$  што е во согласност со податоците од литературата и дека во Република Македонија не постојат индикации за било какво збогатување или осиромашување на ураниумот.

Понатаму беа испитувани и добиени корелациите помеѓу останатите радионуклиди. Корелацијата помеѓу специфичните активности на  $^{238}\text{U}$  и  $^{232}\text{Th}$  е исто така силна со коефициент на корелација од 0,814. Радионуклидите од  $^{238}\text{U}$  и  $^{232}\text{Th}$  сериите се јавуваат најчесто заедно во природата а нивниот различен однос се должи на различните процеси во почвата кои влијаат на мобилноста на двата радионуклида. Од друга страна, пак,  $^{232}\text{Th}$

покажува послаба корелација со  $^{40}\text{K}$  (0,654). Добиените вредности за односот  $^{232}\text{Th}/^{226}\text{Ra}$  варираат во интервал од 0,39 до 1,88. Проценета средна вредност од  $1,05 \pm 0,02$ , е блиска со резултатите од литературата на пример со добиените вредности: 0,87 за САД [1], 1,05 за Јордан [63] и 0,90 за Грција [64] а помалку блиска до вредноста објавена за Кина (1,32) [1]. Добро е да се спомене дека нема значајна разлика помеѓу добиените односи од почвите во примероците од различните региони. Понатаму, добиените вредности за  $^{226}\text{Ra}/^{40}\text{K}$  се во интервал од 0,03 до 0,23 и има средна вредност од  $0,07 \pm 0,002$ . За споредба, од податоците од литературата, средната вредност е слична со вредноста 0,06 добиена за Грција [64]. Студиите од други држави дале: 0,22 за Јордан [63] , 0,11 за САД [1 ] и 0,06 Кина [1 ].

Во табела 4-3, збирно се презентирани коефициентите на корелација помеѓу log вредностите на специфичните активности од сите радионуклиди.

Табела 4-3: Корелациона матрица

	$^{40}\text{K}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{226}\text{Ra}$	$^{238}\text{U}$	$^{232}\text{Th}$	$^{235}\text{U}$
$^{40}\text{K}$	1					
$^{137}\text{Cs}$	0.109	1				
$^{226}\text{Ra}$	<b>0.592</b>	0.105	1			
$^{238}\text{U}$	<b>0.582</b>	0.052	<b>0.814</b>	1		
$^{232}\text{Th}$	<b>0.654</b>	0.081	<b>0.820</b>	<b>0.814</b>	1	
$^{235}\text{U}$	<b>0.587</b>	0.059	<b>0.817</b>	<b>0.989</b>	<b>0.812</b>	1

Коефициентите од табелата обележани со црвено ја означуваат корелацијата помеѓу сите природни радионуклиди. Радионуклидот од вештачко потекло -  $^{137}\text{Cs}$  иако присутен во сите мерени почви, не покажа никаква корелација со останатите радионуклиди.

#### 4.1.3.3 Распределба на елементните масени концентрации: K, U и Th, по региони

Во геофизика, најчесто активноста на радионуклидите во карпите и почвите се изразува преку елементните масени концентрации. Елементните масени концентрации на ураниум (eU), ториум (eTh) и калиумот (%K) може да се добијат од нивните соодветни специфични активности (во  $\text{Bq kg}^{-1}$ ) за  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$  согласно со равенките [45]:

$$1\% \text{ K} = 313 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ од } ^{40}\text{K}$$

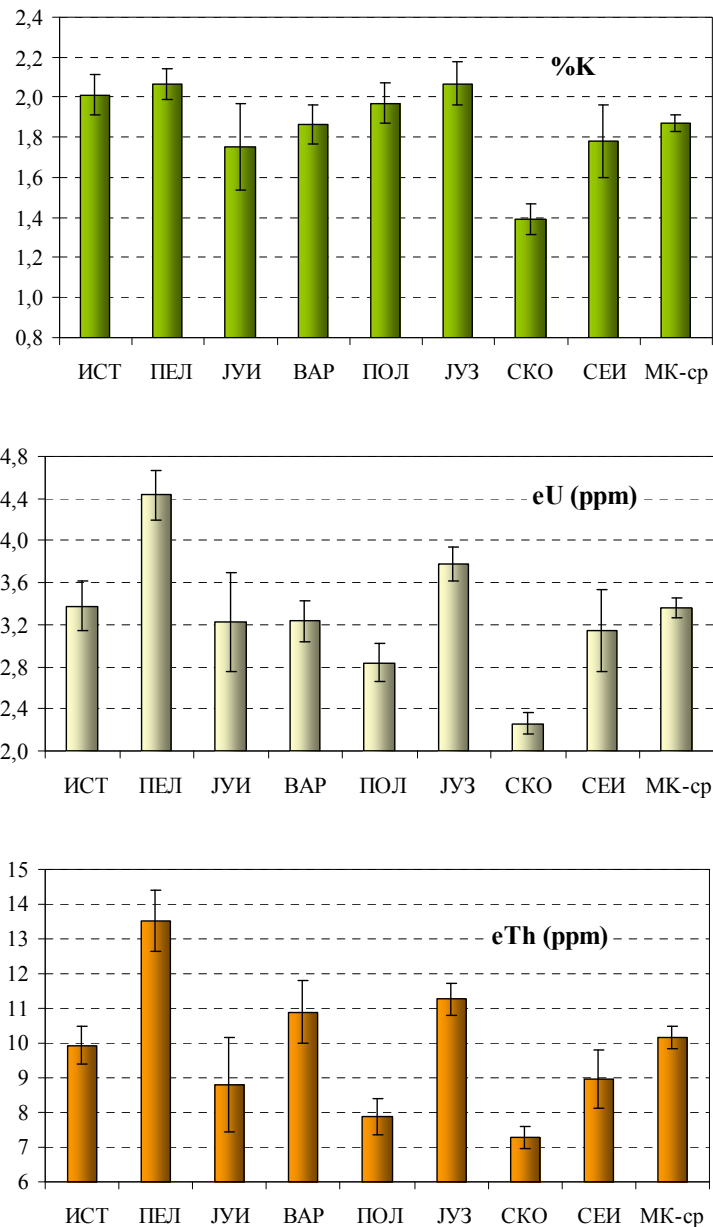
$$1\text{ppm eU} = 12,35 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ од } ^{238}\text{U}, \text{ и}$$

$$1\text{ppm eTh} = 4,06 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ од } ^{232}\text{Th}$$

Елементните масени концентрации на K, U, Th беа пресметани за сите 213 примероци од почва земени од регионите на истражување. Од статистичката обработка на резултатите, проценетата аритметичка средина вредност ( $\pm$  стандардна девијација) на елементните масени концентрации за сите примероци се  $1,87 \pm 0,61$ ;  $3,4 \pm 1,4$ ;  $10,2 \pm 4,4$  за K, eU, eTh соодветно. Имајќи ја в предвид log нормалната распределба на резултатите за eU и eTh, соодветно геометриските средни вредности се  $(3,1 \text{ */ } 1,5)$  ppm и  $(9,3 \text{ */ } 1,6)$  ppm. Од анализата на варијансата, постои статистички значајна разлика помеѓу елементните масени концентрации на радионуклидите измерени во различните региони (ANOVA,  $p = 0,0002$ ). Добиените вредности за K во Скопскиот регион ( $1,4 \pm 0,4$ ) %, се статистички значајно најниски во однос на останатите региони (слика 4-10). На истата слика, се гледа дека регионот Пелагонија е со највисоката просечна вредност на eU ( $4,4 \pm 1,5$ ) ppm. Овој резултат беше очекуван бидејќи почвите од овој регион се од вулканско потекло и се богати со минерали на ураниум. Скопскиот регион и за овој радионуклид има статистички најниска вредност ( $2,3 \pm 0,6$ ) ppm, (LSD,  $p < 0,0001$ ). Слична е состојбата со резултатите за ториум. Највисоката вредност од ( $13,5 \pm 5,3$ ) ppm е во Пелагонија а ниските ( $7,3 \pm 1,8$ ) ppm и ( $7,9 \pm 2,3$ ) ppm се за Скопскиот и Полошкиот регион, соодветно. Од резултатите од истражувањата на радиоактивноста во почвите во Кавадарци и неговата околина [5] врз база на 45 анализирани примероци беа добиени резултатите:  $^{40}\text{K}$  ( $546 \pm 118$ ) Bq kg<sup>-1</sup>,  $^{238}\text{U}$  ( $39 \pm 15$ ) Bq kg<sup>-1</sup>,  $^{232}\text{Th}$  ( $44 \pm 18$ ) Bq kg<sup>-1</sup>. Претворените вредности во елементни масени концентрации: K ( $1,75 \pm 0,38$ ) %, U ( $3,1 \pm 1,2$ ) ppm и Th ( $10,7 \pm 4,5$ ) ppm сосема добро кореспондираат со резултатите од Вардарската зона.

За споредба, во извештајот на UNSCEAR од 2000 година [2] во зависност од геолошките услови елементните масени концентрации на ураниум во површинските почви се движи од 0,1 до 20 ppm со просечна светска вредност од 2,8 ppm. Во истиот извештај, е покажано дека светскиот просек на елементните масените концентрации на ториум и калиум се 7,4 ppm и 1,3 % соодветно на површината на Земјата. Добиените резултати за Македонија се во тој интервал но АС и ГС вредности се нешто повисоки, што е и очекувано имајќи ја во предвид геологијата на целиот Балкански полуостров.

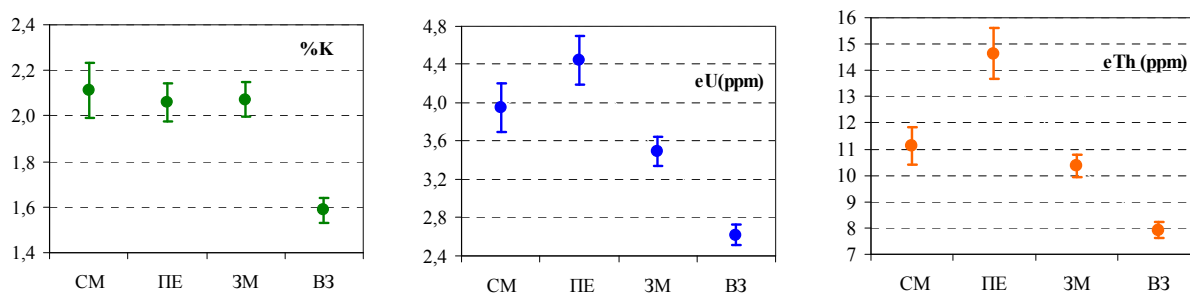
Како потврда се резултатите од истражувањата од некој поединечни земји. На пример, од студијата направена во САД, за повеќе од 300 примероци од почва што биле собрани од различни локации, аритметичките средни масени концентрации ( $\pm$  СД) на eU и eTh се: ( $8,9 \pm 4,2$ )ppm и ( $3,0 \pm 2,5$ ) ppm, соодветно [65]. За почвите од Кипар, средните вредности на елементните масени концентрации за %K, eU, eTh се: 2,8 ppm, 1,3 ppm и 0,6% соодветно [66].



Слика 4-10 Аритметичките средни вредности за К (%), U (ppm) и Th (ppm) по региони

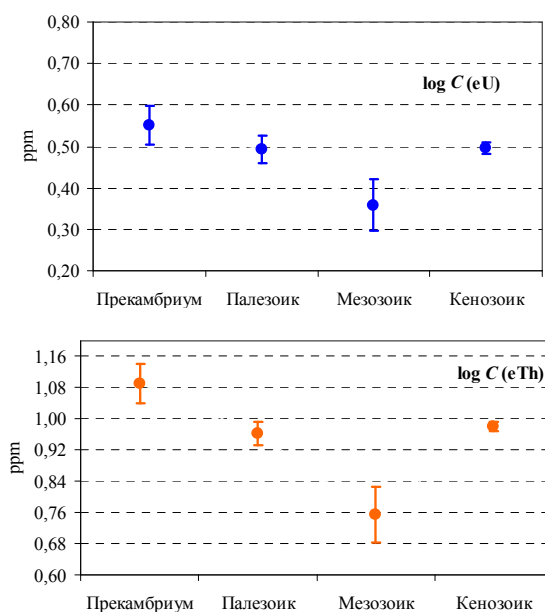
Очекувано, најголемото совпаѓање на резултатите од оваа студија е со резултатите од Република Србија, каде што елементните масени концентрации за К, eU и eTh се: 1,98 (0,88 - 2,99) %, 2,76 (1,2 - 6,24) ppm и 10,4 (4,45 - 21) ppm, соодветно [67]. За Бугарија, вредностите се: К = 1,30 (0,13 - 2,61) %, eU = 3,2 (0,64 - 15,2) ppm, eTh = 7,41 (1,73 - 39,5) ppm [2]. Од истражувањата во различни типови на карпи од Алпите и Апените се најде дека таму елементните масени концентрации имаат вредности во интервалите: (0,3 - 16,7) ppm, (0,3 - 5,6) ppm и (0,14 - 5,14) % за eTh, eU, К, соодветно [68]. Добиените резултати за Македонија се согласуваат со овие резултати и главно се движат во границите на добиените вредности од другите региони низ светот.

Анализа на варијансата на елементните масени концентрации покажа дека постои статистички значајна разлика помеѓу вредностите групирани по геотектонските региони ( $p < 0,0001$ ). На слика 4-11 се претставени аритметичките средни вредности во 95% интервал на доверба на елементните масени концентрации на K (%), U (ppm) и Th (ppm) во различните геотектонски зони.



Слика 4-11 K (%), U (ppm) и Th (ppm) во четирите геотектонските региони на РМ.

Статистички значајно, најниска елементна масена концентрација на %K е најдена за Вардарската зона (LSD,  $p < 0,0001$ ), додека, пак, вредностите од останатите региони се групираа во една група. На слика 4-11 може да се забележи групирањето на вредностите за U (ppm) и Th (ppm). Елементните масени концентрации на U ( $4,45 \pm 1,53$ ) ppm и Th ( $14,63 \pm 5,8$ ) ppm во Пелагонискиот масив статистички значајно се повисоки во однос на останатите региони (LSD,  $p < 0,0001$ ). Аритметичката средна вредност на елементната масена концентрација во Кратовско - Злетовската област за U = ( $4,65 \pm 0,90$ ) ppm, практично не се разликува од вредноста во Пелагонискиот масив, додека пак вредноста за eTh = ( $13,06 \pm 2,14$ ) ppm е пониска.



Слика 4-12 Масените концентрации на U и Th во почвите од различен временски период

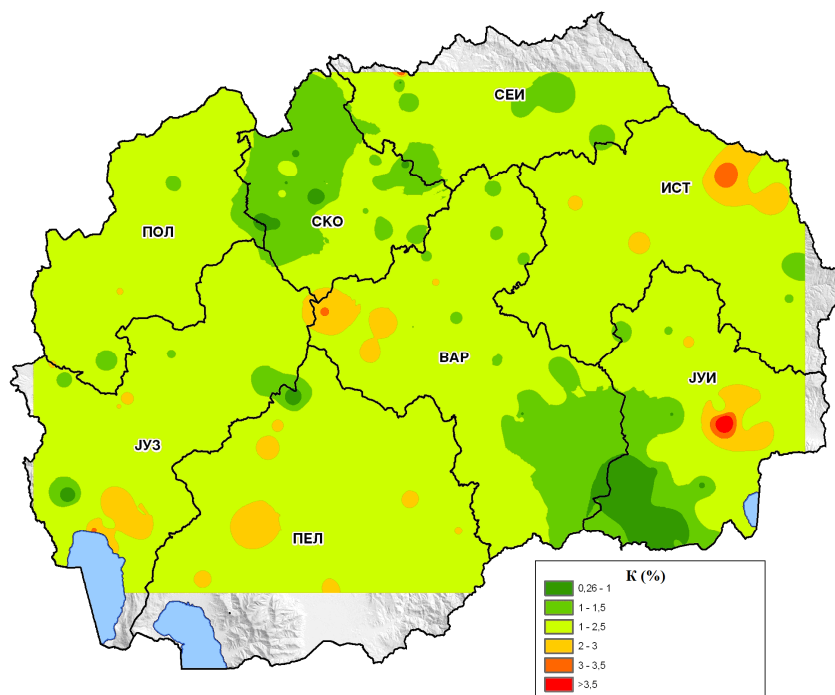
Понатаму беа направени испитувања на зависноста на елементните масени концентрации % K, ppm U и ppm Th од геолошката историја на Земјината кора. Од геолошката мапа на РМ за мерните локации се добија податоци за историјата на почвите. Од ANOVA анализата се покажа статистички значајна разлика на елементните масени концентрации на U ( $p = 0,013$ ) и Th ( $p < 0,0001$ ) од Прекамбриум (геолошка праисторија), Палеозоик (стара ера), Мезозоик (средна ера) и Кенозоик (нова ера). Статистички значајно најниски вредности беа добиени за почвите од Мезозоикот ( $p < 0,0001$ ) и за U и Th. Мезозоикот е присутен во Вардарската зона и испитаните примероци се со пониски елементни масени концентрации во споредба со концентрациите од Пелагонискиот масив (Прекамбриум).

Во табела 4-4 е прикажана статистиката на елементните масените концентрации на K (%), U (ppm) и Th (ppm) во некој од испитуваните литостратиграфски единици. Највисоки аритметички средни вредности за eU и eTh беа најдени кај туфовите од андезитски состав а најмалите кај конгломератите песочниците, лапорците и глиниците.

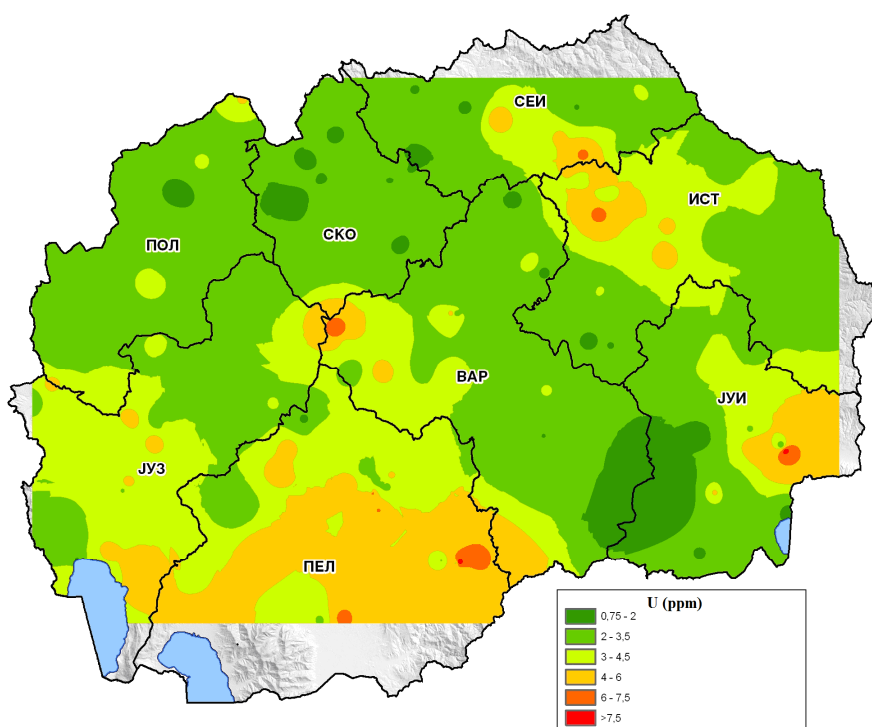
Табела 4-4 K (%), U (ppm) и Th (ppm) во некој од литостратиграфските единици

	K (%)			U (ppm)			Th (ppm)		
	Max	AC	CD	Max	AC	CD	Max	AC	CD
Конгломерати, песочници, лапорци и глиници	1,93	1,33	0,39	2,89	2,48	0,47	9,61	6,98	1,85
Метаморфисани варовници и мермери	2,35	2,14	0,19	5,02	2,91	1,09	13,05	9,97	2,54
Филити, метапесочници и конгломерати	2,75	2,16	0,67	5,18	3,94	0,88	13,92	10,12	3,00
Мермери, мусковитски и дволискунски гнајсеви	3,06	1,64	1,00	6,96	3,36	1,82	25,62	13,63	6,96
Туфови од андезитски состав	2,58	1,94	0,48	6,48	4,78	1,21	24,49	15,96	5,70
Турбидитна моласа (песочници, лапорци и глиници)	1,90	1,57	0,26	3,37	2,29	0,58	9,35	7,00	1,30
Делувиум-проливиум	2,66	1,84	0,40	6,19	3,50	1,34	19,46	10,63	3,44
Лапоровити, глини, песоци и чакали	3,42	1,82	0,62	5,10	3,10	0,95	21,67	9,85	3,73
Алувиум	3,11	1,95	0,53	8,76	3,48	1,48	20,46	10,22	3,67

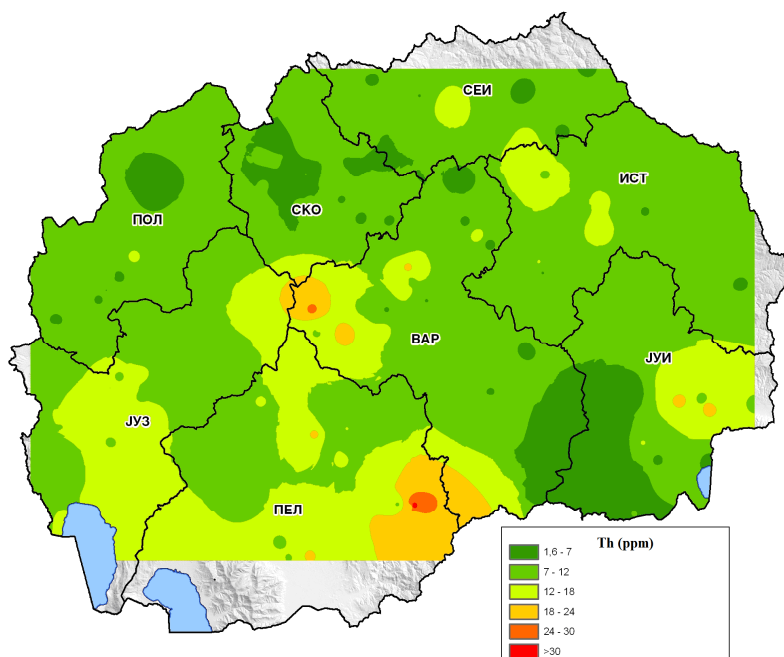
На следните слики е претставена географската распределба на елементните масени концентрации на K, U и Th.



Слика 4-13 Географска распределба на калиумот %K



Слика 4-14 Географска распределба на U (ppm)



Слика 4-15 Географска распределба на Th (ppm)

#### 4.1.3.4 Проценка на односите: Th/U, K/U, K/Th во почвите

Анализата на односите на елементните масени концентрации: Th/U, K/U, K/Th може да придонесе за идентификација на релативното осиромашување или збогатување на некој изотопи. Поради различниот минерален состав на почвите, резултатите за односите во оваа студија, слично како и резултатите од литературата се во широк интервал од вредности.

Теоретски се очекуваше дека односот Th/U, за нормални континентални почви ќе изнесува 3,0 [51]. Вредноста добиена од оваа студија е  $3,12 \pm 0,06$ , а индивидуалните вредности се распоредени во интервалот од 1,38 до 7,75. Така, на пример, АС на овој однос во Филити, метапесочници и конгломерати изнесува  $2,55 \pm 0,44$  додека во туфовите од андезитски состав е  $3,41 \pm 1,1$ . За односите на елементните масени концентрации K/U и K/Th, е добиено:  $0,61 \pm 0,23$  (0,16 – 1,44) и  $0,20 \pm 0,01$  (0,05 – 0,59), соодветно. Од расположливата литература може да се направи генерализација за односите на елементните масени концентрации K/U и K/Th кои за почвите од вулканско потекло покажуваат пониски вредности споредени со оние од седиментно потекло. Ова го потврдува фактот дека во оваа студија најниските вредности за односот K/U ( $0,50 \pm 0,15$ ) и K/Th ( $0,15 \pm 0,05$ ) се најдени во Пелагонискиот масив (кај туфовите од андезитски состав) а највисоките во Вардарската зона каде соодветно вредностите за односите се ( $0,65 \pm 0,24$ ) и ( $0,21 \pm 0,08$ ). Ова може да биде последица на значајните разлики во процесите на осиромашување/збогатување во различни категории почви.

#### 4.1.3.5 Проценка на екстерната годишна ефективна доза на отворен простор

Брзината на апсорбирана доза ( $D$ ) во  $\text{nGyh}^{-1}$ , која потекнува од екстерното гама зрачење во воздух на 1m над површината на земјата, за униформна распределба на природните радионуклиди  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$  се пресметува со равенката:

$$D(\text{nGyh}^{-1}) = 0,462 \cdot C_{\text{Ra}} + 0,604 \cdot C_{\text{Th}} + 0,0417 \cdot C_{\text{K}}$$

4-2

За пресметка на екстерната брзина на апсорбирана доза ( $D$ ) во  $\text{nGyh}^{-1}$ , која потекнува од  $^{137}\text{Cs}$  беше искористен факторот на претворба  $0,3 \cdot 10^{-10} \text{ Gy h}^{-1} (\text{Bq kg}^{-1})^{-1}$  [69]. Како што веќе беше објаснето во Воведот од оваа дисертација, за да се проценки биолошкиот ризик поради изложеноста на зрачење на секоја индивидуа, дозата на зрачењето од греји (Gy) треба да се претвори во ефективна доза во сиверти (Sv) земајќи го предвид факторот на претворба за биолошката ефикасност на дозата да предизвика оштетување на човечкото ткиво. За проценка на годишната ефективна доза беше искористен факторот на претворба од апсорбирана брзина на доза во воздух во ефективна доза  $0,7 \text{ Sv Gy}^{-1}$ , за времето на престој беше земено 0,2 од годината [1, 2]. Годишната ефективна доза се пресметува:

$$D_E (\mu\text{Svy}^{-1}) = D(\text{nGyh}^{-1}) \cdot 8760 \text{hy}^{-1} \cdot 0,7 \cdot (10^6 \mu\text{Sv } 10^{-9} \text{ nGy}) \cdot 0,2$$

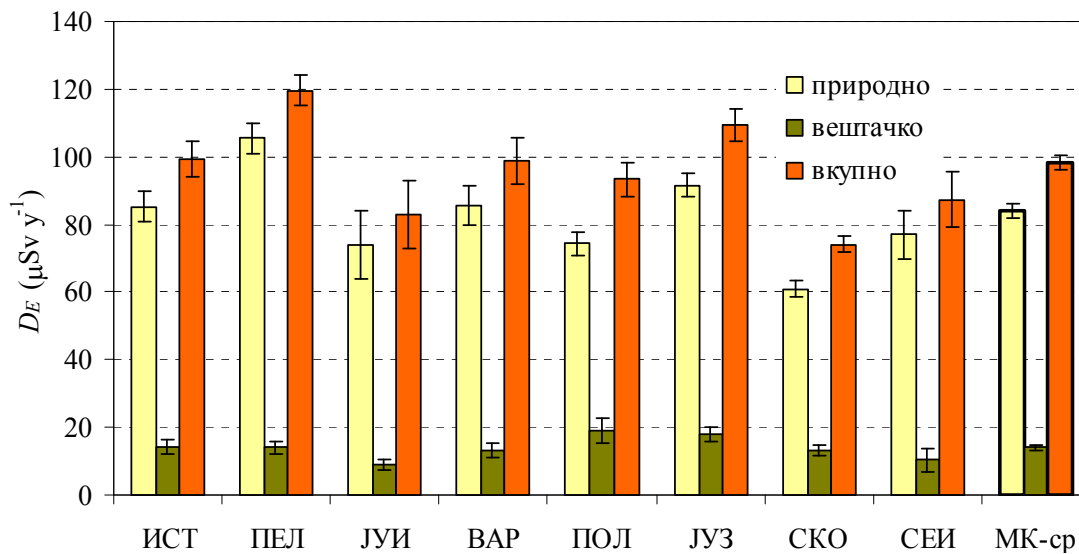
4-3

Во табела 4-5 е дадена вкупната статистика за брзината на апсорбирана доза ( $D$ ) во  $\text{nGyh}^{-1}$  која потекнува од терестријалното зрачење. Во првите три колони се дадени дозите кои потекнуваат од  $^{40}\text{K}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{232}\text{Th}$  одделно, во четвртата колона вредностите се однесуваат на дозите од сите три природни радионуклиди. Во петтата колона се дадени вредностите на дозите кои потекнуваат од  $^{137}\text{Cs}$ . Во последната колона е пресметана збирната доза од сите четири радионуклиди заедно.

Табела 4-5 Вкупна статистика за брзината на апсорбирана доза ( $D$ ) во  $\text{nGyh}^{-1}$

	$D (\text{nGy h}^{-1})$					
	$^{40}\text{K}$	$^{226}\text{Ra}$	$^{232}\text{Th}$	Вк. прир.	$^{137}\text{Cs}$	Вк. тер.
Мин	3,3	4,3	3,9	13	0,07	18
Мах	58	57	88	175	53	182
Мед	24	17	23	66	8,7	77
АС	24	19	25	68	12	80
СД	8,0	8,3	11	24	9,3	26
СДС	0,55	0,57	0,75	1,6	0,64	1,8
ГС	23	17	23	64	8,3	75
ГСД	1,47	1,5	1,6	1,4	2,6	1,4

Процентата средна годишна ефективна доза од природните радионуклиди ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$ ) и од  $^{137}\text{Cs}$  од сите примероци по региони и средната за РМ се претставени на слика 4-16.

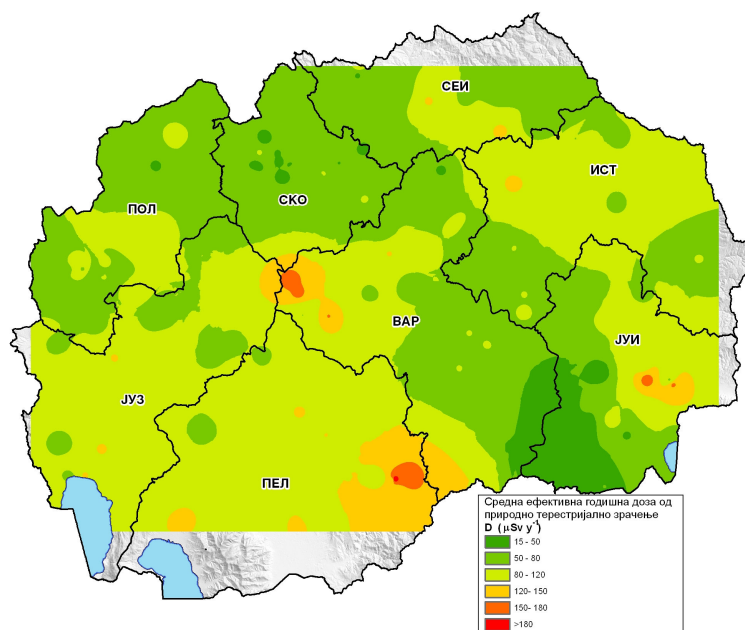


Слика 4-16 Средна ефективна доза од терестријално зрачење во различни региони

Аритметичките и (геометриските) средни вредности за брзината на апсорбирана доза од природните радионуклиди во почвите ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$ ) се распоредени во интервалот од 50 (48)  $\text{nGy h}^{-1}$  во Скопје до 86 (84)  $\text{nGy h}^{-1}$  во Пелагонија, додека, пак, средните АС (ГС) годишни ефективни дози во испитуваните региони покажуваат вредности од 61 (59) до 105 (103)  $\mu\text{Sv y}^{-1}$ . Средните годишни ефективни дози кои потекнуваат од  $^{137}\text{Cs}$  се во интервал од 9 (7)  $\mu\text{Sv y}^{-1}$  во Југоисточниот регион па до 19 (11)  $\mu\text{Sv y}^{-1}$  во Полошкиот регион.

Резултатите од прелиминарните истражувања беа направени со анализа на 143 примероци, и тие покажаа повисока вредност за годишната ефективна доза од  $(88 \pm 28) \mu\text{Sv y}^{-1}$  [70], во однос на резултатите добиени во оваа студија каде што средната ефективна годишна доза беше проценета да е  $(83 \pm 29) \mu\text{Sv y}^{-1}$ . За екстерна брзина на дозата (D) од терестријално зрачење се смета онаа којашто ја прима населението како од природните радионуклиди ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$ ) така и од вештачкиот  $^{137}\text{Cs}$  е  $(80 \pm 26) \text{nGy h}^{-1}$  ( $75 \text{ */ } 1,4 \text{ nGy h}^{-1}$ ).

На слика 4-17 е претставена географската распределба на ефективна годишна доза што ја прима населението од природно терестријално зрачење.



Слика 4-17 Географска распределба на ефективната доза од природното терестријално зрачење.

Во табела 4-6, е дадена споредбата на брзината на апсорбираната гама доза која потекнува од природното терестријално зрачење во РМ со некои Европски земји. Од табелата се гледа дека вредностите на добиените резултати се во согласност со резултатите од околните земји.

Табела 4-6: Брзина на апсорбирана доза од природно терестријално зрачење во некој Европски земји

Локација	$D(\text{nGy h}^{-1})$		Литература
	Средна	Интервал	
Албанија	71	20-350	[2]
Бугарија	70	48-96	[2]
Грција	56	30-109	[2]
Норвешка	73	20-1200	[2]
Шпанија	76	40-120	[2]
Србија	63	17-125	[71]
Србија и Црна Гора	67	35-98	[72]
Словачка	67	24-154	[2]
Словенија	56	4-147	[2]
Македонија	64	13-175	Оваа студија

## 4.2 РАДИОАКТИВНОСТА ВО ЦЕМЕНТИТЕ

Испитувањето на специфичната активност на радионуклидите во градежните материјали ( $\text{Bq kg}^{-1}$ ) е од суштинско значење затоа што тие може да бидат значаен извор на изложеност на зрачење во даден затворен простор. Градежните материјали се главно терестријални материјали, па аналогно на почвите ги содржат радионуклидите од природните фамилии на  $^{238}\text{U}$  ( $^{226}\text{Ra}$ ) и  $^{232}\text{Th}$  како и  $^{40}\text{K}$ . Во низата на  $^{238}\text{U}$ , придонесот на радионуклидите во првата половина од  $^{238}\text{U}$  до  $^{230}\text{Th}$  е занемарлив во однос на втората половина од  $^{226}\text{Ra}$  до  $^{210}\text{Pb}$ .

Во оваа дисертација, се презентирани резултатите од испитувањата на радиоактивноста, како на цементите како масовно користениот градежен материјал, така и суровините за нивното производство. Покрај терестријалните материјали, во цементната индустрија како суровини се користат и готови производи но исто така се користи индустрискиот отпад. Отпадот од индустрискиот процес, како, на пример, пепелта од термоелектраните, добиена во големи количини може да биде рециклирана и понатаму да се користи како додаток во производството на цемент. Овој процес може да ги исполни технолошките и економските барања а од друга страна пак, е од голема полза за животната средина. Сепак, ако производството не е под постојана контрола, високите концентрации на радионуклидите во додатоките во производството на цемент може понатаму да бидат извор на висока ефективна доза во затворен простор. Од тие причини, барањата за сигурност на градежните материјали се однесуваат на ограничувања на брзината на апсорбирана доза предизвикана од овие материјали, заедно со терестријалното и космичко зрачење. Во ова истражување, испитувањата на цементите и суровините се анализирани во согласност со препораките на Европската комисија [73]. Основниот концепт во определување на ограничувањето на брзината на дозата се состои од: (1) определување на вкупната изложеност добиена од градежниот материјал, вклучувајќи го фонот; (2) одземање на фонот [74]

### 4.2.1 Методологија на истражувањето

Во периодот од 2005-та до 2008-та година, секој месец од фабриката за цемент во Скопје се земани 218 примероци, и тоа: 49 примероци од пепел од двете термоелектрани РЕК Битола (пепел I) и РЕК Осломеј (пепел II); 45 примероци пуцолан, со потекло од Стрмош (пуцолан I) и Чешиново (пуцолан II); 16 примероци од природен гипс; 42 примероци од клинкер и 66 примероци од цемент. Спецификацијата на цементите од ова истражување е дадено во табела 4-7. Цементот ЦЕМ I, познат како портланд цемент се произведува од мелен клинкер (96 - 97)% и природен гипс (3 - 4) и другите два типа на цемента ЦЕМ II/ А-М и ЦЕМ/Б-М

содржат дополнителни компоненти од глина, пепел и пуцолан (максимум 15 % и 30 %, соодветно).

Подготовката на примерокот е сосем иста како и кај почвите: хомогенизиран и исушен примерок се мери гама спектрометриски во 500 ml Marinelli геометрија. Садовите беа херметички затворени и чувани околу еден месец за да се постигне секуларната рамнотежа помеѓу  $^{226}\text{Ra}$  и неговите краткоживеачки потомци пред започнувањето на гама спектрометриските мерења.

Табела 4-7 Спецификација на цементите

Тип на цемент		Суровини
ЦЕМ I	Портланд цемент	Клинкер 96-97%; Природен гипс 3-4%
ЦЕМ II/A-M	Портланд повеќе компонентен цемент	Портланд цемент и максимум 15% од пуцолан, вар, и пепел
ЦЕМ II/B-M	Портланд повеќе компонентен цемент	Портланд цемент и максимум 30% пуцолан, вар, и пепел

#### 4.2.2 Резултати и дискусија

Специфичната активност во  $\text{Bq kg}^{-1}$  на  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$  (минимум, максимум и средни вредности) на суровините и цементите се дадени во табела 4-8.

Табела 4-8 Специфична активност на  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$  во суровините и цементите ( $\text{Bqkg}^{-1}$ )

Примерок	Бр	$^{226}\text{Ra}$			$^{232}\text{Th}$			$^{40}\text{K}$		
		Мин	Мах	АС±СД	Мин	Мах	АС±СД	Мин	Мах	АС±СД
Гипс	16	4,4	9,0	5,9 ± 1,1	0,92	2,23	1,4 ± 0,44	3,2	21,5	11,0 ± 5,2
Пепел I	20	89	245	140 ± 89	60	120	80 ± 15	383	733	540 ± 99
Пепел II	29	26	111	85 ± 17	538	1131	129 ± 18	538	1131	786 ± 134
Пуцолан I	17	42	81	64 ± 12	36	101	69 ± 15	40	183	105 ± 43
Пуцолан II	28	43	192	80 ± 27	104	298	171 ± 48	158	663	349 ± 168
Клинкер	42	21	46	31 ± 6	15	29	20 ± 3	176	322	234 ± 46
ЦЕМ I	19	23	37	30 ± 4	17	27	20 ± 3	174	280	222 ± 36
ЦЕМ II/A-M	28	31	58	45 ± 7	22	36	29 ± 3	177	355	272 ± 45
ЦЕМ II/B-M	19	38	58	50 ± 6	29	40	34 ± 4	238	369	295 ± 43

Од резултатите на сите анализирани материјали може да се забележи дека најниската средна активност на  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$  беше најдена кај гипсот ( $5,9 \pm 1,1$ )  $\text{Bq kg}^{-1}$ , ( $1,44 \pm 0,44$ )  $\text{Bq kg}^{-1}$  и ( $11 \pm 5,2$ )  $\text{Bq kg}^{-1}$ , соодветно. Од друга страна, пак, највисоката средна вредност за  $^{226}\text{Ra}$  ( $140 \pm 89$ )  $\text{Bq kg}^{-1}$  беше најдена во примероците од пепелот I. Соодветно, највисоката вредност за специфичната активност на  $^{232}\text{Th}$  ( $171 \pm 48$ )  $\text{Bq kg}^{-1}$  и  $^{40}\text{K}$  ( $786 \pm 134$ )  $\text{Bq kg}^{-1}$  беше најдена во пуцолан II и пепел II примероците, соодветно. Беше најдено дека највисоките средни вредности во суровините (пепелта и пуцоланот) се повисоки од светските средни вредности за специфичната активност во градежните материјали (50, 50, 500  $\text{Bq kg}^{-1}$  за  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$  соодветно; UNSCEAR, 1993).

Резултатите добиени за примероците од пепел беа споредени со податоците од литературата (табела 4-9). Аритметичките средни вредности на специфичните активности во анализираниите примероци од цемента се следниве:  $^{226}\text{Ra}$  ( $42 \pm 10$ )  $\text{Bq kg}^{-1}$ ,  $^{232}\text{Th}$  ( $28 \pm 6$ )  $\text{Bq kg}^{-1}$  и  $^{40}\text{K}$  ( $264 \pm 50$ )  $\text{Bq kg}^{-1}$ . Резултатите за активностите од цементите испитувани во оваа студија се блиски со резултатите објавени во литературата (табела 4-10).

Табела 4-9 Споредба на специфичните активности во пепелта (во  $\text{Bq kg}^{-1}$ )

Држава	C ( $\text{Bq kg}^{-1}$ )			Литература
	$^{226}\text{Ra}$	$^{232}\text{Th}$	$^{40}\text{K}$	
Унгарија	760	117	441	[75]
Турција	$232 \pm 107$	$117 \pm 45$	$466 \pm 148$	[76]
Грција	273 - 1377	41 - 65	143 - 661	[77]
Германија	210	130	700	[78]
Македонија	$107 \pm 45$	$109 \pm 30$	$685 \pm 171$	[79]

Табела 4-10 Споредба на специфичните активности во цементите (во  $\text{Bq kg}^{-1}$ )

Држава	C ( $\text{Bq kg}^{-1}$ )			Литература
	$^{226}\text{Ra}$	$^{232}\text{Th}$	$^{40}\text{K}$	
Грција	63	24	284	[80]
Турција	$41 \pm 27$	$26 \pm 19$	$267 \pm 102$	[76]
Италија	38	22	218	[81]
Македонија	$42 \pm 10$	$28 \pm 6$	$264 \pm 50$	[79]

#### 4.2.2.1 Еквивалентна активност на радиумот ( $Ra_{eq}$ )

Доколку распределбата на  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$  во градежните материјали не е униформна, тогаш експозицијата на зрачење се дефинира со величината еквивалентна активност на радиумот ( $Ra_{eq}$ ) за да се споредуваат разликите во специфичните активности [82].

Еквивалентната активност на радиумот ( $Ra_{eq}$ ) се дефинира како:

$$Ra_{eq} = C_{Ra} + 1,43C_{Th} + 0,077C_K,$$

4-4

каде  $C_{Ra}$ ,  $C_{Th}$  и  $C_K$  се специфичните активности на  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$ , соодветно.

Оваа зависност се базира на проценката дека 1 Bq kg<sup>-1</sup> од  $^{226}\text{Ra}$ , 1,43 Bq kg<sup>-1</sup> од  $^{232}\text{Th}$  и 0,077 Bq kg<sup>-1</sup> од  $^{40}\text{K}$ , продуцираат еднаква доза од гама зрачењето. За да бидат сигурни за користење, максималната вредност на  $Ra_{eq}$  во градежните материјали треба да биде помала од 370 Bq kg<sup>-1</sup> [1]. Пресметаните вредности на  $Ra_{eq}$  за примероците од суровини и цемента се презентирани во табела 4-11.

Резултатите покажаа дека средната вредност на  $Ra_{eq}$  за испитуваните цемента (111 ± 22) Bq kg<sup>-1</sup> е пониска од поставената граница од 370 Bq kg<sup>-1</sup>, но повисока за пуцоланот II (372 ± 74) Bq kg<sup>-1</sup>. Резултатите, исто така, покажаа дека еквивалентната активност на радиумот во пепелта и пуцоланот е околу 3 - 4 пати повисока отколку во портланд цементот, што е на пример во согласност со односите добиени од истражувањата во Израел [83].

Табела 4-11 Проценета еквивалентна активност на радиумот и годишна ефективна доза

Примерок	Бр	$Ra_{eq}$ (Bq kg <sup>-1</sup> )			$D_E$ (μSv y <sup>-1</sup> )		
		Мин	Мах	АС ± СД	Мин	Мах	АС ± СД
Гипс	16	7,3	12,7	9,1 ± 1,5	Пониска од природниот фон		
Пепел I	20	232	468	314 ± 74	687	1665	1030 ± 314
Пепел II	29	232	444	357 ± 54	629	1489	1141 ± 213
Пуцолан I	17	111	239	178 ± 31	202	684	457 ± 121
Пуцолан II	28	266	555	372 ± 74	774	1837	1175 ± 273
Клинкер	42	64	119	85 ± 13	9	234	94 ± 52
ЦЕМ I	19	69	100	82 ± 10	31	155	86 ± 38
ЦЕМ II/A-M	28	93	138	116 ± 13	128	313	224 ± 53
ЦЕМ II/B-M	19	115	148	130 ± 9	213	351	279 ± 38

#### 4.2.2.2 Гама индекс

Со цел да се задоволат барањата за безбедната употреба на градежните материјали, од страна на Европската Комисија е пропишан гама индекс кој се дефинира како:

$$I_{\gamma} = \frac{C_{Ra}}{300} + \frac{C_{Th}}{200} + \frac{C_K}{3000},$$

каде  $C_{Ra}$ ,  $C_{Th}$  и  $C_K$  се специфичните активности на  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$ , соодветно.

Гама индексот, исто така, треба да ги земе предвид вообичаените начини на градење и употребуваните количествата од материјалите што се користат во градежништвото. Граничните вредности зависат од критериумот за доза кој, исто така, е поврзан со начинот како се користи и во колкави количини се вградува градежниот материјал. За материјали кои што се користат во големи количини  $I_{\gamma} \leq 1$  се однесува на гама дозата од  $1 \text{ mSv y}^{-1}$  [84, 85].

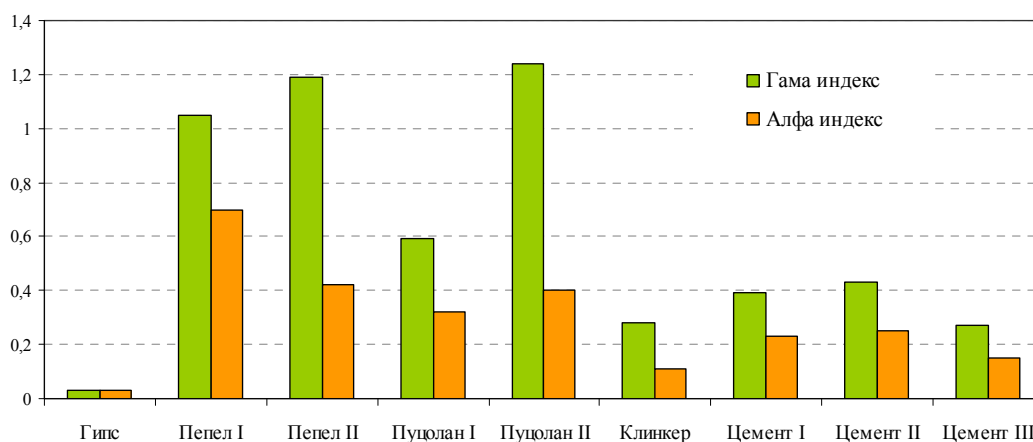
#### 4.2.2.3 Алфа индекс

Процентата на интерниот ризик којшто потекнува од алфа активноста во градежните материјали бара пресметка на алфа индексот или интерниот индекс на ризик. Во оваа студија, алфа индексот беше пресметан со користење на следната равенка [86]:

$$I_{\alpha} = \frac{C_{Ra}}{200},$$

4-5

каде што  $C_{Ra}$  е специфичната активност на  $^{226}\text{Ra}$ . Користењето на безбедни материјали за градењето на објектите потребно е  $I_{\alpha} \leq 1$ . Ова ограничување одговара на акционото ниво за специфичната активност за  $^{222}\text{Rn}$  кое изнесува  $200 \text{ Bq kg}^{-1}$  за новоградби. [84].



Слика 4-18. Гама и алфа индекс за суровините и цементите

Распределбата на  $I_\gamma$  и  $I_\alpha$  за различните примероци кои што беа предмет на истражување во оваа студија се прикажани на табела 4-10, каде јасно може да се види дека пресметаните средни вредности за  $I_\gamma$  (0,37) и  $I_\alpha$  (0,21) за цементите се под границата за безбедна употреба.

#### 4.2.2.4 Процена на ефективната годишна доза од екстерно зрачење во затворен простор

Индексите на активностите што беа презентирани погоре се користат за проценка на сигурносните барања и доколку тие се задоволени за материјалите тие може да се користат. Било која одлука за ограничување за користењето на материјалите треба да биде донесена според поодделните проценки на дозата според сценарио што ќе одговара на начинот на користењето на материјалите [73].

Европската Комисија има предложено сценарио (RP 112) за пресметување на годишната ефективна доза во бетонска соба со димензии: 4 m x 5 m x 2,8 m. Дебелината и густината на сидовите се 20 cm и 2350 kg m<sup>-3</sup>, соодветно. Факторот на претворба што се користи за пресметување на брзината на апсорбираната гама доза  $D$  (nGy h<sup>-1</sup>) соодветствува на 0,92 nGy h<sup>-1</sup> на 1 Bq kg<sup>-1</sup> од <sup>226</sup>Ra, 1,1 nGy h<sup>-1</sup> на 1 Bq kg<sup>-1</sup> од <sup>232</sup>Th, и 0,08 nGy h<sup>-1</sup> на 1 Bq kg<sup>-1</sup> од <sup>40</sup>K [74].

$$D = 0,92C_{Ra} + 1,1C_{Th} + 0,08C_K$$

4-6

каде  $C_{Ra}$ ,  $C_{Th}$  и  $C_K$  се специфичните активности на <sup>226</sup>Ra, <sup>232</sup>Th и <sup>40</sup>K, соодветно.

За да се добие граничната брзина на гама дозата што потекнува само од градежните материјали во собата со предложената геометрија според предложеното сценариото, прво се пресметува дозата преку равенката 4-6, а потоа се одзема дозата која потекнува од терестријалното зрачење. Во нашите пресметки одземена е дозата 70 nGy h<sup>-1</sup>[74].

За проценка на годишната ефективна доза  $D_E$  (μSv y<sup>-1</sup>), конверзиониот коефициент од апсорбирана доза во воздух во ефективна доза се зема за 0,7 Sv Gy y<sup>-1</sup>, и времето кое што се поминува во затворено е земено да биде 7000 h годишно [73]. Оттука, годишната ефективна доза се пресметува со равенката:

$$D_E = D \cdot 0,7 \cdot 7000 (\mu\text{Sv y}^{-1})$$

4-7

Резултатите добиени за годишните ефективни дози од различните суровини и цемента се презентирани во табелата 4-11. Очигледно е дека максималните вредности на годишните ефективни дози потекнуваат од примероците од пепел и пуцолан, што е во согласност со

другите резултати од оваа студија. Според сценариото, средната годишна ефективна доза во соба направена од бетон во кој главната суровина е цементот изнесува  $(200 \pm 89) \mu\text{Sv y}^{-1}$ .

Според препораките на Европската комисија и согласно границите пропишани со нашиот закон, оваа вредност е под границата од  $300 \mu\text{Sv y}^{-1}$  за безбедно користење.

## 4.3 КОНЦЕНТРАЦИЈА НА РАДОН $^{222}\text{Rn}$ ВО ЗАТВОРЕН ПРОСТОР

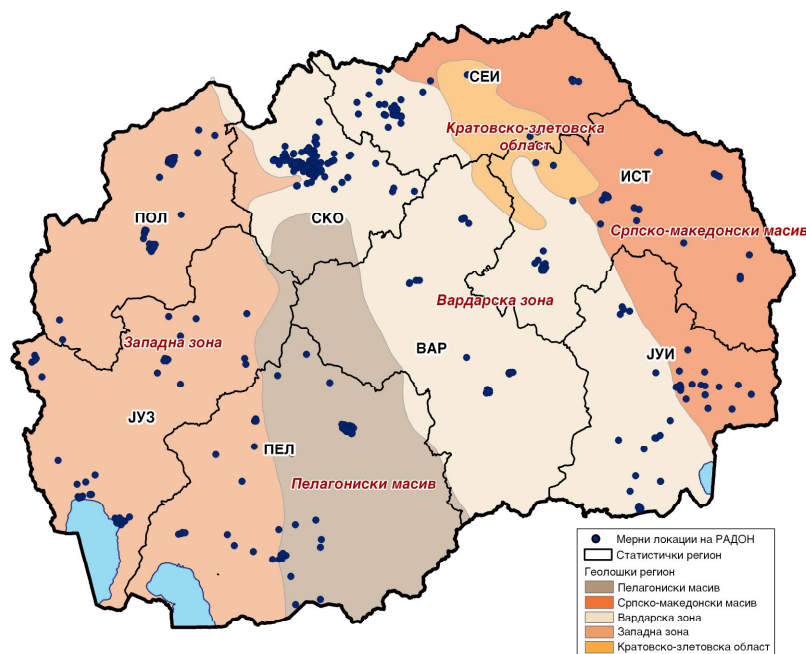
### 4.3.1 Вовед

Како што веќе беше спомнато во првото поглавје, главните извори на радон  $^{222}\text{Rn}$  во затворен простор се радионуклидите  $^{238}\text{U}$  и  $^{226}\text{Ra}$  што се присутни во почвата градежните материјали и водата. Динамиката на  $^{222}\text{Rn}$  од неговото создавање во карпите и почвата па се до неговата акумулација во затворен простор зависи од бројни геогени и антропогени фактори. Општо земено, концентрацијата на радон  $^{222}\text{Rn}$  во затворен простор е променлива со сезонска варијабилност, што било истражувано од повеќе автори, меѓу кои и Groves - Kirkby [87]; Bossew и Lettner [88]. Сезонските варијации се во директна функција од метеоролошките услови: температурните разлики на воздухот (внатре /надвор), ветерот, кој исто така создава разлики во притисоците, кои директно влијаат на влезот и мобилноста на  $^{222}\text{Rn}$  во рамките на еден објект; од друга страна, пак, влажноста во почвата влијае на транспортот. Што се однесува до антропогените фактори, како што се типот на градбата, локацијата на просторијата во даден објект, а исто така и животниот стил на корисниците на просторот, сите имаат значајно влијание врз концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  во затворениот простор. И самите фактори било да се геогени или антропогени покажуваат силни регионални карактеристики [89]. Или, на кратко може да се каже дека концентрациите на  $^{222}\text{Rn}$  во затворен простор имаат голема временска и просторна променливост [90 - 95].

### 4.3.2 Методологија на истражувањето

Првото национално мерење на концентрацијата на радон во живеалиштата на РМ започна со првиот циклус при кој беше направено распоредување на 500 детектори (декември 2008), распределени во сите осум статистички региони. Распоредувањето на детекторите беше со несебичната поддршка од локалните Центри за јавно здравје ширум републиката. Бројот на локации во секој статистички регион беше приближно одреден во функција од густината на населението. Сепак, индивидуалните локации (живеалишта) беа избирани по случаен пат. Целта беше да се покрие целата територија на земјата, за на крај, од добиените резултати да се направи проценка на вкупната изложеност на населението. Некои од детекторите

поставени во избраните 500 станови беа загубени уште додека траеше акцијата на мерење на радон  $^{222}\text{Rn}$ , што на крајот резултираше во проценета годишна концентрација на  $^{222}\text{Rn}$  за 437 станови во осумте региони. На слика 4-19 е претставена распределбата на живеалиштата каде се мереше концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$ .



Слика 4-19 Распределба на мерните места за испитување на концентрација на радон  $^{222}\text{Rn}$  во затворен простор, по статистичките региони и геотектонските зони во РМ.

Во куќите каде што беа спроведувани мерењата, детекторите беа поставени во дневните или спални соби, на висина од 1 до 1,5 m над подот, на растојание поголемо од 0,5 m од секој сид (за да се избегне влијанието на  $^{220}\text{Rn}$  со потекло од градежните материјали), а на минимално растојание од 20 cm од било кој друг предмет. Концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  се мереше на истата позиција во текот на четирите сезони (4 пати годишно, со истото време на изложеност од по 3 месеци). Детекторите беа поставувани во следниве периоди: декември 2008 до февруари 2009 година (зимски период), март 2009 до мај 2009 година (пролетниот период), јуни 2009 година до август 2009 (летниот период) и септември 2009 до ноември 2009 година (есенскиот период). На крајот од секој циклус, детекторите беа вратени во лабораторија за спроведување на анализите.

Во табела 4-12 се дадени сумираните податоци за куќите што беа предмет на оваа студија. За да се добијат деталите, самите жители на куќите пополнуваа прашалник што ги содржеше следниве податоци: адреса, времето на изложеност, видот на под, типот на просторија, нивото или катот, староста на куќата, дали куќата има или нема подрум, типот на прозорци, типот на градежен материјал и начинот на греење (Прилог 1).

Табела 4-12 Спецификација на живеалиштата во кои се спроведени мерењата

Карактеристики на објектот	Категории	%
Старост на куќата	< 25 години	35
	25 - 50 години	54
	> 50 години	11
Просторија	Спална соба	10
	Дневна соба	90
Кат	Приземје	63
	Прв кат	34
	Втор кат	3
Подрум	не	42
	да	58
Доминантен градежен материјал	цигли	55
	бетон	20
	камен	7
	цигли/камен	11
	бетон/цигли	3
	бетон/камен	2
	дрво	1
Тип на прозорци	дрво	85
	PVC	15

### 4.3.3 Резултати и дискусија

#### 4.3.3.1 Концентрација на радон $^{222}\text{Rn}$

Во табела 4-13 е прикажана основната статистика на резултатите добиени од мерењата на концентрација на  $^{222}\text{Rn}$  во затворен простор во 437 живеалишта во четирите сезони.

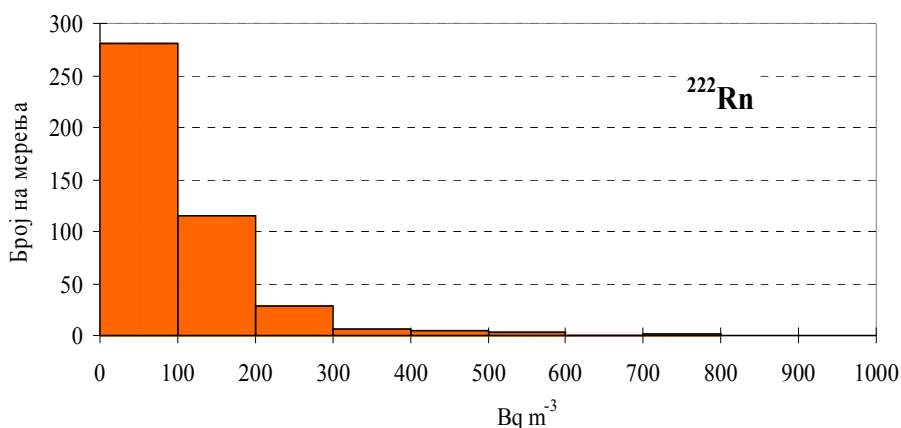
Истовремено е извршена и проценка на средната годишната концентрација на  $^{222}\text{Rn}$  (последната колона од табелата). Резултатите покажаа дека проценетите средни годишни концентрации на  $^{222}\text{Rn}$  добиени од индивидуалните објекти што беа предмет на оваа студија се распоредени во интервалот од 18 до  $720 \text{ Bq m}^{-3}$ . Анализата покажа дека 90,4 % од средните годишни концентрации се пониски од границата од  $200 \text{ Bq m}^{-3}$ , што е во согласност националната легислатива за нови објекти, а 1,8 % од објектите ја надминуваа границата од  $400 \text{ Bq m}^{-3}$  за веќе изградени објекти. Аритметичката средна вредност (АМ) и стандардната девијација (СД) на средната годишна концентрација на  $^{222}\text{Rn}$  во живеалиштата на РМ изнесува  $(105 \pm 84) \text{ Bq m}^{-3}$ .

За геометриската средна вредност (ГС) и геометриската стандардна девијација (ГСД) беше пресметана вредноста (84 \*/ 1,86) Bq m<sup>-3</sup>, соодветно.

Табела 4-13. Концентрацијата на <sup>222</sup>Rn во затворен простор во 437 живеалишта

	C (Bq m <sup>-3</sup> )				
	Зима	Пролет	Лето	Есен	Годишна
Мин	17	9	9	7	18
Мах	1276	478	323	935	720
Мед	106	70	44	93	82
АС	150	91	59	119	105
СД	136	73	48	104	84
СДС	7	3	2	5	4
ГС	115	72	46	92	84
ГСД	2.02	1.97	1.95	2.02	1.86
N < 200 Bq m <sup>-3</sup>	342	406	426	375	395
200 < N < 400 Bq m <sup>-3</sup>	66	22	11	46	34
N > 400 Bq m <sup>-3</sup>	29	9	-	16	8

Распределбата на резултатите на средните годишни вредности за концентрацијата на <sup>222</sup>Rn се покажа како приближно log нормална (слика 4-20). Резултатот од Kolmogorov-Smirnov тестот даде дека веројатноста (*p*) за log нормална распределба е < 0,05.



Слика 4-20 Распределба на резултатите од средната годишна концентрација на <sup>222</sup>Rn

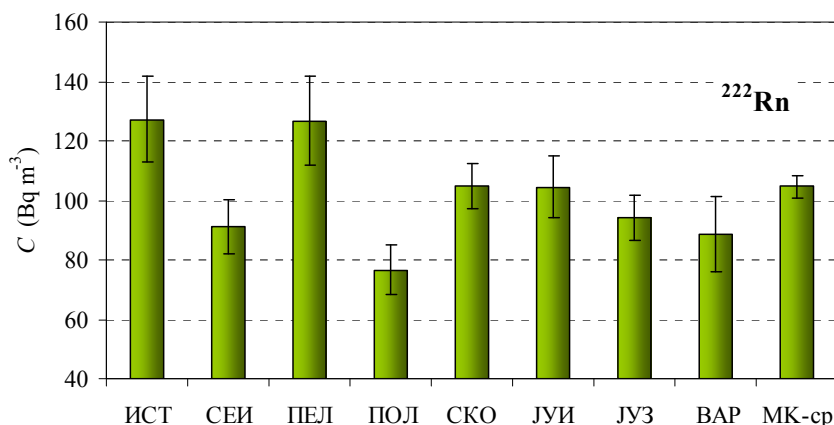
#### 4.3.3.2 Распределба на концентрацијата на <sup>222</sup>Rn по региони

Годишната средна концентрација, стандардната девијација, максималната вредност, медијаната, геометриската средна вредност заедно со геометриската стандардна девијација и исто така бројот на објектите каде што се направија мерењата групирани по региони се дадени во табела 4-14.

Табела 4-14 Проценета средна годишна концентрација на  $^{222}\text{Rn}$  по региони

Регион	$C$ ( $\text{Bq m}^{-3}$ )								
	Бр.	Мин	Мах	Мед	АС	СД	СДС	ГС	ГСД
ИСТ	48	35	511	92	127	100	14	103	1,83
СЕИ	43	35	300	71	91	59	9	78	1,72
ПЕЛ	65	38	720	89	127	121	15	99	1,90
ПОЛ	42	24	236	56	77	54	8	62	1,90
СКО	124	18	502	81	105	83	7	83	1,94
ЈУИ	48	34	307	83	104	71	10	88	1,78
ЈУЗ	47	27	245	85	94	52	8	81	1,75
ВАР	20	41	267	69	89	56	13	78	1,63
Сите региони	437	18	720	82	105	84	4	84	1,86

Од ANOVA анализата на варијанса се најде, дека постои статистички значајна разлика на проценетите годишни концентрации на  $^{222}\text{Rn}$  во затворен простор во различните статистички региони ( $p = 0,003$ ).

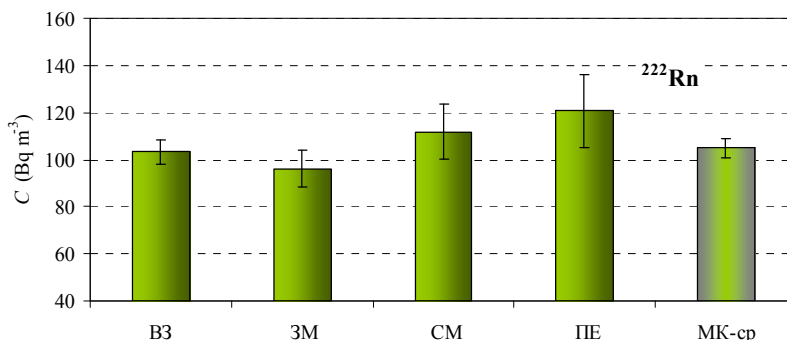


Слика 4-21 Проценетите средни годишни концентрации на  $^{222}\text{Rn}$  во различните статистички региони

На слика 4-21 се прикажани средните аритметички вредности на концентрациите на  $^{222}\text{Rn}$  во различните статистички региони како и средната концентрација за сите региони. Концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  во Источниот и регион Пелагонија покажуваат статистички значајно повисоки вредности на концентрацијата на радон отколку концентрациите во Вардарскиот и Полошкиот регион ( $p < 0,05$ ).

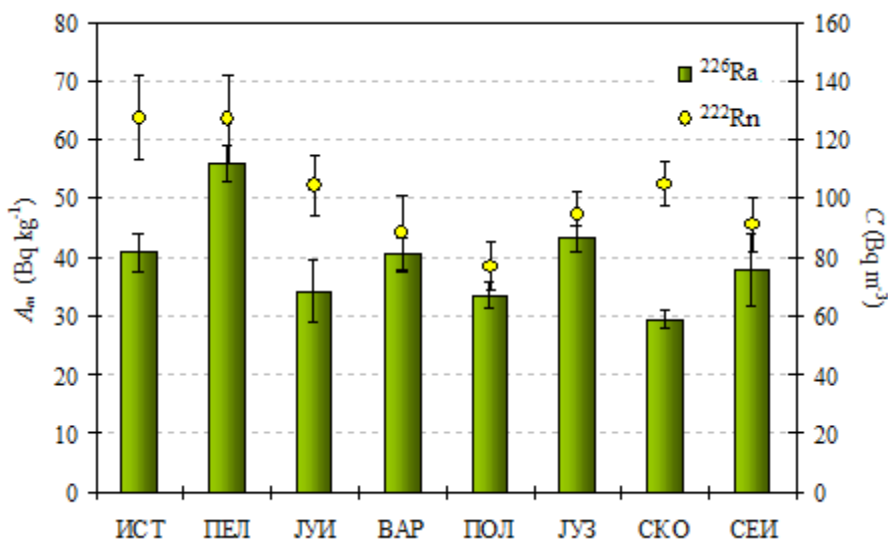
Резултатите од ANOVA и KW - непараметрискиот тест не покажаа статистички значајни разлики помеѓу геотектонските зони. На слика 4-22 се претставени аритметичките средни концентрации на  $^{222}\text{Rn}$  во различните геотектонски региони. Може да се забележи дека

статистички значајна разлика постои помеѓу концентрациите на  $^{222}\text{Rn}$  во Пелагонискиот масив и Западната зона (LSD,  $p = 0,031$ ). Концентрацијата на радон  $^{222}\text{Rn}$  во дадено подрачје секако дека зависи од распределбата и концентрацијата на радиумот  $^{226}\text{Ra}$  во подземните карпи и почвата. Но, како што беше претходно кажано, на неговата концентрација и динамика влијаат и други фактори.



Слика 4-22 Концентрација на  $^{222}\text{Rn}$  во геотектонските зони

На слика 4-23 се претставени аритметичките средни вредности на специфичната активност на радиум  $^{226}\text{Ra}$  (истите од слика 4-6) и концентрациите на  $^{222}\text{Rn}$  (од слика 4-21) за 8-те статистички региони. Може да се забележи дека во Источниот, Југоисточниот и Скопскиот регион се добиени повисоки концентрации на  $^{222}\text{Rn}$ , во однос на очекуваните - во зависност од специфичната активност на радиумот ( $^{226}\text{Ra}$ ) во површинските почви



Слика 4-23 Концентрации на  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{222}\text{Rn}$  по региони

Источниот и Југоисточниот регион припаѓаат на Српско - Македонскиот масив, каде што геолошкиот состав на карпите е со доминантно метаморфно потекло со големи попречни

гранитни батолити кои секако се извор на повисоки концентрации на  $^{222}\text{Rn}$ . Во регионот на Пелагонија беа најдени и највисоки вредности од радиумот  $^{226}\text{Ra}$  и од радонот  $^{222}\text{Rn}$ . Регионот на Пелагонија припаѓа на Пелагонискиот масив од Преканбриската ера и е доминантно од вулкански карпи.

Од добиените резултати произлегува дека највисоките концентрации на  $^{226}\text{Rn}/^{222}\text{Rn}$  потекнуваат од карпите со вулканско потекло. Понатаму, метаморфните карпи се со средни концентрации. Најниските концентрации се однесуваат на седиментните карпи. Пониски вредности на  $^{222}\text{Rn}$  во однос на останатите региони беа измерени во Вардарскиот и Полошкиот регион каде што доминантни се токму метаморфните карпи (најчесто мермерни плочи) кои ги следат концентрациите на радиум во почвите. Во северниот дел на Вардарската зона се наоѓа статистичкиот регион Скопје каде доминантни се седиментите главно песок и глина. Како што се очекуваше, најниските вредности на специфичната активност на  $^{226}\text{Ra}$  биле измерени токму во овој регион. Логично би било вредностите за концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  да бидат исто така ниски. Но, сепак, во Скопскиот регион, во неколку живеалишта се проценија и повисоки вредности од  $400 \text{ Bq m}^{-3}$ . Објаснувањето е следново: Скопје лежи на високо порозно тло, формирано врз пресеците на длабоко поставените Мезозоик магматски структури од правците Северозапад - Југоисток и Исток – Запад. Високите концентрации на  $^{222}\text{Rn}$  создадени на големи длабочини низ сеизмички активното тло лесно се пробиваат на површината.

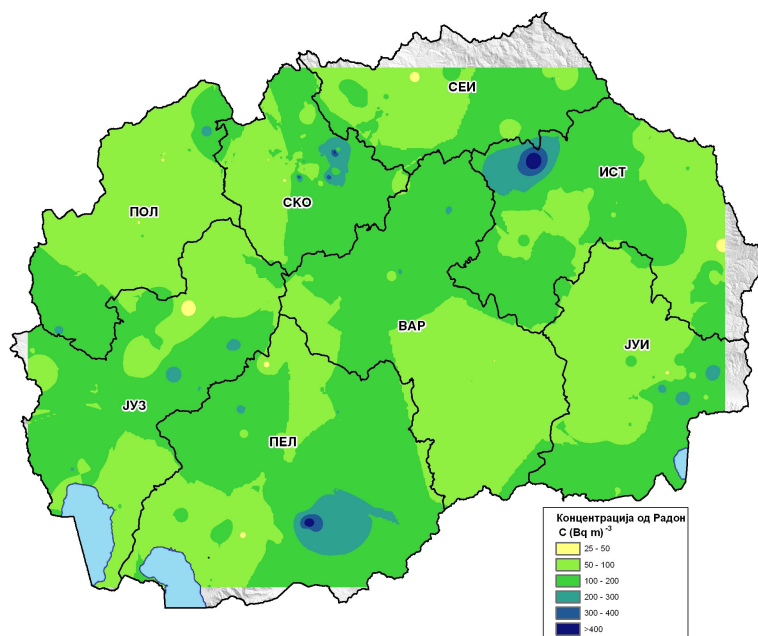
Табела 4-15 Концентрација на  $^{222}\text{Rn}$  во објекти поставени на некои литостратиграфски единици.

	C (Bq m <sup>-3</sup> )								
	Бр	Мин	Мах	Мед	АС	СД	СДС	ГС	ГСД
Лапоровити глини, песоци и чакали	29	30	245	69	80	47	9	70	1,7
Плочести варовници со рожначи, глинци, масивни варовници	6	36	120	109	94	32	13	87	1,6
Конгломерати, песочници, лапорци и глинци	29	19	227	82	94	52	10	81	1,8
Алувиум	202	18	552	80	97	72	5	80	1,8
Албит-кварц-мусковит-хлоритски шкрилци	6	38	300	57	99	101	41	72	2,2
Делувиум - пролувиум	80	24	502	84	102	85	9	82	1,9
Гранити	12	29	329	79	120	88	25	96	2,0
Филити, метапесочници и конгломерати	7	56	335	91	127	95	36	107	1,8
Метакварцпорфири (риолити)	6	53	307	77	135	109	44	105	2,1

Од геолошката карта на Македонија и координатите каде беа спроведени мерењата на концентрација на  $^{222}\text{Rn}$ , добивме дека испитуваните објекти се поставени на 46 литостратиграфски единици. Поради нехомогената распределба на резултатите во зависност од литологијата не постои можност да се изведуваат било какви заклучоци.

Во табела 4-15 е претставена статистиката на концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  на некои литостратиграфски единици.

Резултатите за средната годишна концентрација на  $^{222}\text{Rn}$  се искористија за изготвка на карта на радон на Република Македонија. На следната слика е претставена географската распределба на проценетата годишна концентрација на радон (слика 4-24). Исто така резултатите се вклучија и во Европската карта на радон која е презентирана во Прилог Б.

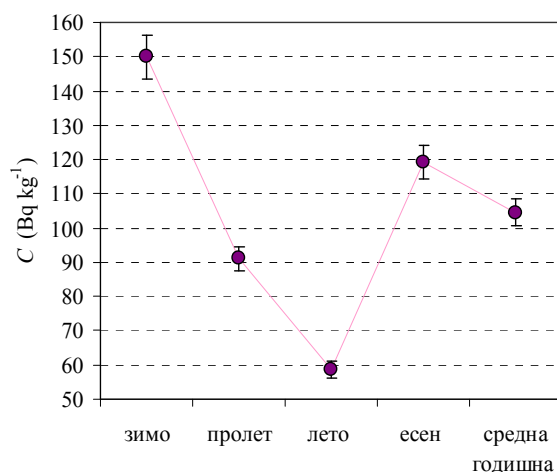


Слика 4-24 Географска распределба на проценетата годишна концентрација на  $^{222}\text{Rn}$  во затворен простор

#### 4.3.3.3 Сезонска зависност на концентрацијата на $^{222}\text{Rn}$

Статистиката на резултатите добиени од мерењата на концентрацијата на радон  $^{222}\text{Rn}$  во сите четири сезони е прикажана во табела 4-13. За секоја сезона се добија следните средни аритметички вредности:  $(150 \pm 136) \text{ Bq m}^{-3}$  (зима);  $(91 \pm 73) \text{ Bq m}^{-3}$  (пролет);  $(59 \pm 48) \text{ Bq m}^{-3}$  (лето) и  $(119 \pm 104) \text{ Bq m}^{-3}$  (есен), (слика 4-25). Резултатите јасно покажаа повисоки концентрации во зимскиот и есенскиот период во однос на пролетта и летото. Повисоките концентрации на  $^{222}\text{Rn}$  во текот на есента и зимата можат да се оправдаат со фактот што во текот на постудените месеци објектите се загреваат, па се создава голема

разликата во притисокот помеѓу почвата и градбата со што е овозможено поголемо струење на гасовите од почвата кон надвор. Од друга страна, пак, во студените периоди прозорците се држат затворени. Оттука и повисоки концентрации што беа пронајдени за зима и есен, во однос на пролет и лето. Односот помеѓу геометриските средни вредности на концентрациите на  $^{222}\text{Rn}$  за ладните и топлите месеци, (зима + есен) / (пролет + лето) е  $1,73 * / 1,34$ . Во студијата на Vochicchio и соработниците (2005) пресметувањата за овој однос за Италија дале вредност 1,23 [97]. Студијата за Австрија, Bossew и соработниците (2007) [88] објавува однос 2,2 за објектите со помалку од два ката и 1,4 за повисоките згради.



Слика 4-25 Средна годишна и по сезони, концентрација на  $^{222}\text{Rn}$

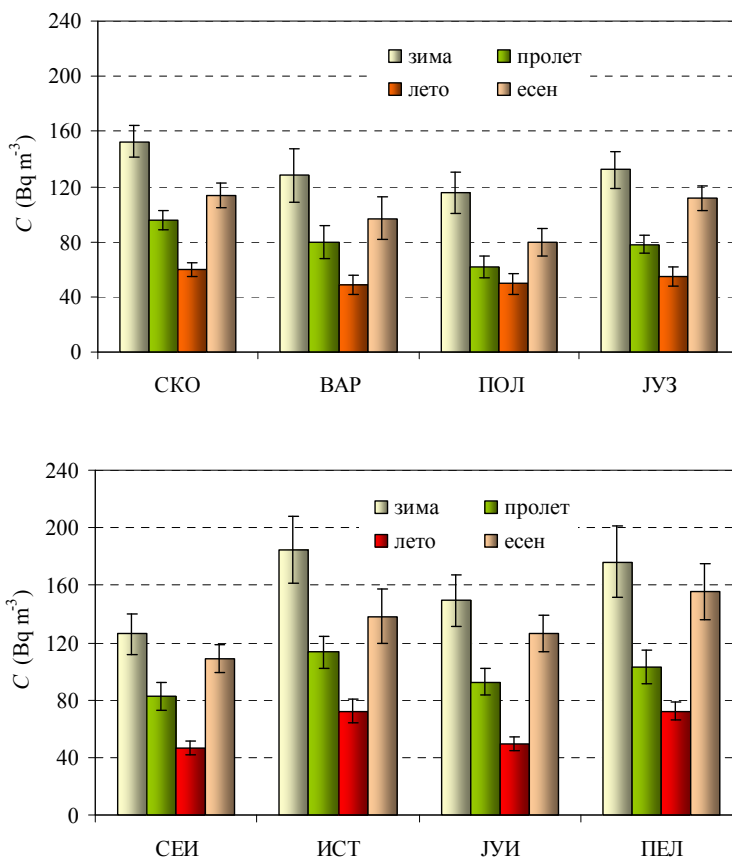
ANOVA и Kruskal-Wallis тестовите применети на концентрациите на  $^{222}\text{Rn}$  покажаа дека средните вредности во различни сезони статистички значајно се разликуваат. Притоа, за сите региони беше најдено дека концентрацијата на радонот: лето < пролет < есен < зима, ( $p = 0,03$  за зима,  $p = 0,0004$  за пролет,  $p = 0,005$  за лето,  $p = 0,0003$  за есен), што јасно се гледа на сликата 4-25.

#### 4.3.3.4 Сезонски разлики помеѓу регионите

Сезонските промени во концентрациите на  $^{222}\text{Rn}$  се дадени на слика 4-26 на којашто се претставени аритметичките средни вредности по сезони во секој статистички регион. Резултатите од Fisher LSD тестот покажаа статистички значајни разлики помеѓу резултатите во различните сезони во различните региони групирани според логаритамот од нивните аритметички средни вредности со  $p < 0,05$ .

Во зима и пролет, највисоките вредности (АС и ГС) за концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  беа најдени за Источниот регион. Најниската вредност за сите сезони беше пронајдена за регионот

Полог. Разликите помеѓу средните вредности на концентрациите на  $^{222}\text{Rn}$  беа анализирани за секој статистички регион одделно.



Слика 4-26 Концентрација на  $^{222}\text{Rn}$  по сезони за одделните статистички региони

Се покажа дека за концентрациите на  $^{222}\text{Rn}$  за *сите сезони* важи:

- Полог < Источен регион, Пелагонија, и Источен регион > Североисточен, Скопје и Пелагонија > Североисточен

За сезоната *зима* се покажа дека важи следново:

- Источен > Североисточен, Југозападен, Скопје, Полог; Пелагонија, Скопје > Полог.

За сезоната *пролет*, анализите на резултатите покажаа дека важи:

- Источен > Североисточен, Југозападен, Скопје; Полог < сите освен Вардар.

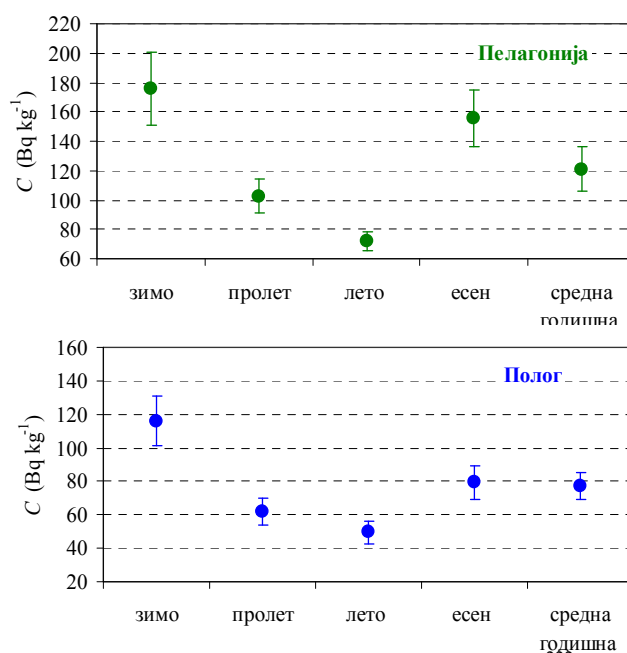
За сезоната *лето* беше најдено дека концентрациите на  $^{222}\text{Rn}$  по регионите важи релацијата:

- Пелагонија > Североисточен, Југоисточен, Југозападен, Скопје, Полог и Источен регион > Североисточен, Југоисточен, Полог.

За сезоната *есен* важи релацијата:

- Полог < сите освен Вардар, Пелагонија > Скопје, Вардар.

На слика 4-27 е прикажана аритметичката средна вредност на концентрациите на  $^{222}\text{Rn}$  во различните сезони во регионите Пелагонија и Полог.



Слика 4-27 Аритметичка средна вредност на концентрациите на  $^{222}\text{Rn}$  во различни сезони во регионите Пелагонија и Полог

За понатамошно разјаснување на распределбата на  $^{222}\text{Rn}$  по сезони и региони, беа анализирани односите на концентрациите зима/пролет, зима/лето и зима/есен по региони. Статистиката на овие односи е претставена во табела 4-16, каде што аритметичката средна вредност (AC) за пролет, лето и есен во однос на зима за сите региони се:  $0,68 \pm 0,26$ ;  $0,47 \pm 0,29$  и  $0,88 \pm 0,38$ , соодветно.

Непараметрискиот тест на Kruskal-Wallis (LSD -тестот не можеше да се примени заради хетерогеноста на варијансите), индицираше дека односите помеѓу концентрациите лето/зимо и пролет/зима не се статистички групирани помеѓу регионите со статистичка значајност од 95%. Од друга страна, пак, ова не се однесува и за односот есен/зима.

Со непараметрискиот MW тест резултатите се групираа во две групи (А и Б) Во некои региони овој однос е близок до единица, како на пример во Пелагонија (слика 4-17, табела 4-16). Во Североисточниот, Југоисточниот, Југозападниот регион и Пелагонија (региони од Групата А) се забележува дека односот есен/зима е значајно поголем од односот во Источниот, Вардарскиот, Полошкиот (слика 4-17) и Скопскиот регион (региони од Групата Б), (MW,  $p < 0,0001$ ). Геометриските средни вредности на групите А и Б се  $0,91 \pm 1,51$  и  $0,72 \pm 1,59$ , соодветно.

Табела 4-16 Дескриптивна статистика за односите пролет/зима, лето/зима и есен/зима

		Бр.	Мин.	Мах.	Мед	АС	СД	ГС	ГСД
пролет/зима	Исток	48	0,30	1,21	0,68	0,67	0,17	0,64	1,32
	Североисток	43	0,30	1,34	0,66	0,70	0,24	0,66	1,42
	Пелагонија	65	0,09	1,63	0,63	0,67	0,28	0,60	1,67
	Полог	42	0,09	1,50	0,54	0,61	0,28	0,55	1,65
	Скопје	124	0,15	1,94	0,68	0,69	0,26	0,65	1,43
	Југоисток	48	0,27	1,73	0,68	0,71	0,25	0,67	1,37
	Југозапад	47	0,10	1,53	0,67	0,66	0,25	0,60	1,62
	Вардар	20	0,14	1,60	0,65	0,67	0,27	0,62	1,57
	<b>Сите региони</b>	<b>437</b>	<b>0,09</b>	<b>1,94</b>	<b>0,67</b>	<b>0,68</b>	<b>0,26</b>	<b>0,63</b>	<b>1,50</b>
лето/зима	Исток	48	0,06	1,03	0,48	0,44	0,21	0,38	1,85
	Североисток	43	0,13	1,05	0,37	0,45	0,25	0,39	1,74
	Пелагонија	65	0,13	1,60	0,48	0,54	0,32	0,46	1,80
	Полог	42	0,05	1,59	0,48	0,52	0,32	0,43	2,05
	Скопје	124	0,05	1,55	0,48	0,46	0,22	0,40	1,75
	Југоисток	48	0,07	3,27	0,44	0,47	0,45	0,37	1,93
	Југозапад	47	0,06	1,56	0,47	0,47	0,26	0,40	1,81
	Вардар	20	0,13	0,98	0,40	0,43	0,21	0,39	1,61
	<b>Сите региони</b>	<b>437</b>	<b>0,05</b>	<b>3,27</b>	<b>0,48</b>	<b>0,47</b>	<b>0,29</b>	<b>0,40</b>	<b>1,81</b>
есен/зима	Исток	48	0,13	1,49	0,85	0,76	0,28	0,69	1,67
	Североисток	43	0,44	1,95	0,98	1,01	0,39	0,94	1,47
	Пелагонија	65	0,24	2,50	0,92	1,02	0,49	0,92	1,61
	Полог	42	0,07	2,36	0,74	0,81	0,43	0,69	1,85
	Скопје	124	0,11	2,82	0,90	0,79	0,29	0,74	1,50
	Југоисток	48	0,40	2,89	0,91	0,98	0,43	0,91	1,46
	Југозапад	47	0,19	1,72	0,90	0,92	0,30	0,87	1,45
	Вардар	20	0,37	1,66	0,79	0,77	0,27	0,73	1,40
	<b>Сите региони</b>	<b>437</b>	<b>0,07</b>	<b>2,89</b>	<b>0,90</b>	<b>0,88</b>	<b>0,38</b>	<b>0,80</b>	<b>1,58</b>

Во понатамошните истражувања беше барана корелацијата помеѓу  $\log C$  на средната годишна концентрација на  $^{222}\text{Rn}$  и  $\log C$  од концентрации на  $^{222}\text{Rn}$  мерени во различни сезони. Коефициентот на корелација на Пирсон (Pearson) или, пак, неговата вредност на квадрат  $R^2$  беа пресметани како мерка на линеарна зависност. Највисокиот коефициент на корелација  $R^2 = 0,95$  беше најден помеѓу измерените вредности за зимскиот период и средна годишна

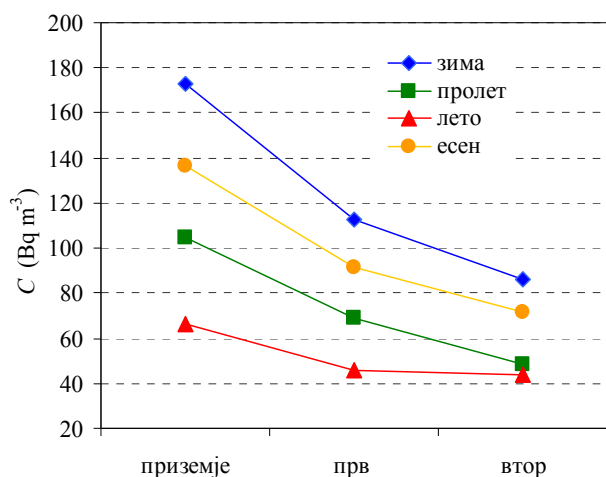
концентрација. Најниската корелација беше најдена дека постои помеѓу летните вредности и годишната концентрација,  $R^2 = 0,76$ . За непараметриските коефициенти на корелација кои се по груби во однос на линеарните коефициенти се добија вредностите: 0,94; 0,90; 0,74 и 0,89 за зима, пролет, лето и есен, соодветно (корелациони коефициенти на Spearman).

Овие резултати можат понатаму да се искористат за понатамошните истражувања, кога ќе има потреба да се прави проценка на годишна концентрација на  $^{222}\text{Rn}$  врз база на мерења направени во САМО една сезона. Од досегашните резултати може да се каже дека е очигледно дека процените за годишната концентрација на  $^{222}\text{Rn}$  е најдобро да се прави врз основа на резултатите од зимската сезона а не врз база на мерења направени во лето.

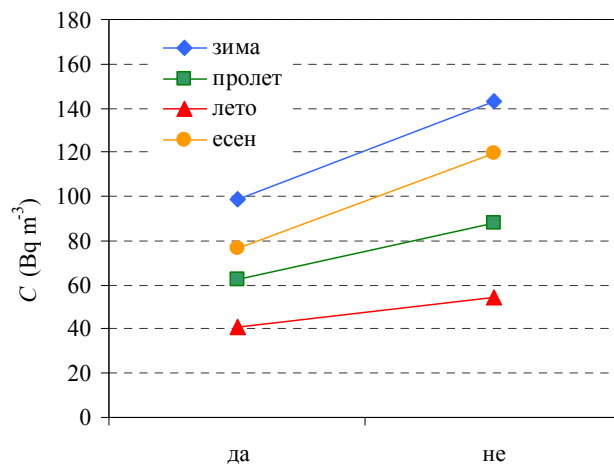
#### 4.3.3.5 Влијание на карактеристиките на објектот врз концентрацијата на $^{222}\text{Rn}$

Во ова поглавје ќе бидат изложени резултатите од истражувањата и заклучоците направени од испитувањето на влијанието на факторите поврзани со карактеристиките на градбата на објектите врз концентрациите на  $^{222}\text{Rn}$  во различните сезони. Притоа, следниве фактори беа земени предвид: староста на објектот, типот на собата, катот, дали градбата има подрум или не, типот на градежните материјали и типот на прозорците. Факторите кои покажаа својство на значајно групирање (ANOVA,  $p < 0,05$ ) беа катот, постоењето на подрум и градежните материјали.

Од анализата на податоците од сите сезони се покажа дека концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  е статистички значајно повисока во становите на приземје во однос на становите на првиот кат (LSD,  $p < 0,0001$ ). Добиените резултати се во согласност со резултатите добиени од повеќе автори како што е и на пример во трудот на Vaixeras и соработниците [92]. Сезонската варијација на средната концентрација на  $^{222}\text{Rn}$  како функција од катот е прикажана на слика 4-28.



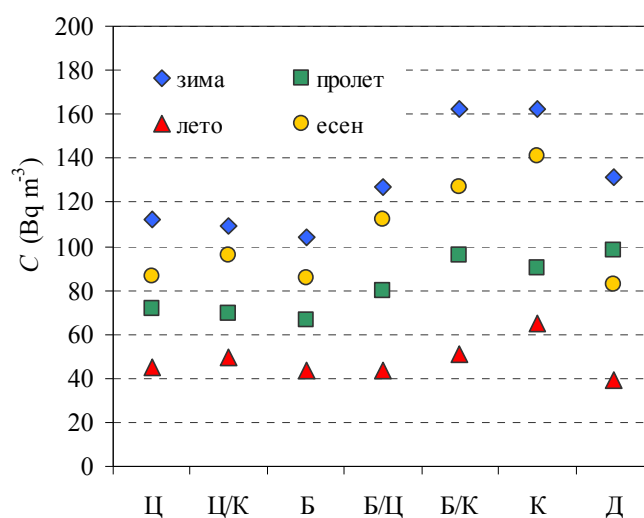
Слика 4-28 Варијации на концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  по сезони во функција од катот



Слика 4-29 Концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  по сезони во објектот со/без подрум

Разликите во концентрациите на  $^{222}\text{Rn}$  помеѓу првиот и вториот кат се статистички незначајни со 95% степен на доверба во сите сезони (LSD,  $p = 0,50$  за зима,  $p = 0,10$  за пролет,  $p = 0,82$  за лето,  $p = 0,48$  за есен). Од графикон можат да се видат разликите помеѓу приземјето и првиот кат кои се далеку повисоки во зима отколку во лето. Концентрациите на  $^{222}\text{Rn}$  мерени во згради без подрум за време на сите сезони се статистички значајно повисоки (LSD,  $p < 0,01$  за сите сезони) отколку тие мерени во згради со подрум (слика 4-29).

Објектите понатаму беа класифицирани во седум групи според градежните материјали кои доминираа во градбата (слика 4-30). На сликата беа користени следните ознаки за Ц (цигли), Ц/К (цигли/камен), Б (бетон), Б/Ц (бетон/цигли), Б/К (бетон/камен), К (камен), Д (дрво).



Слика 4-30 Влијание на градежните материјали врз сезонските варијации на концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  во затворен простор

Анализите на резултатите со ANOVA и Kruskal-Wallis тестовите покажаа дека градбите кои се делумно или целосно изградени од камен имаа статистички значајна повисока ( $p < 0,05$ ) ГС концентрација на  $^{222}\text{Rn}$  отколку оние направени од цигли или бетон, или пак од комбинација на двата градежни материјали. Објектите направени од дрво беа исклучени од анализата поради нивниот незначителен број. Сепак, тешко беше да се каже дали каменот како градежен материјал е виновникот за високата концентрација на радонот  $^{222}\text{Rn}$  затоа што градежниот материјал како фактор не е независен од другите фактори кои директно влијаат на концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$ . Така, на пример, мерењата направени во камени куќи беа помногубројни во Пелагонија и во Југоисточниот регион отколку во регионот на Скопје. Од друга страна, пак, камените куќи се постари, обично без подрум- фактори кои допринесуваат

за повисока концентрација на  $^{222}\text{Rn}$ . Поради статистичката зависност на останатите фактори што значајно влијаат, беше тешко да се идентификува секој фактор одделно.

Концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  во зима зависи и од начинот на загревање (централно или со огрев) и од квалитетот на изолацијата на прозорците (PVC или дрвени). Зависноста од овие два фактора покажа статистички значајно групирање ( $0,1 > p > 0,05$ ). Во согласност со претходно наведеното, може да се каже дека и во овој случај доаѓа до преклопување/мешање на влијанието на факторите. На пример, старите куќи обично се со дрвени прозорци, поретко се оние со PVC, а истовремено најчесто користат огрев, а не централно греење.

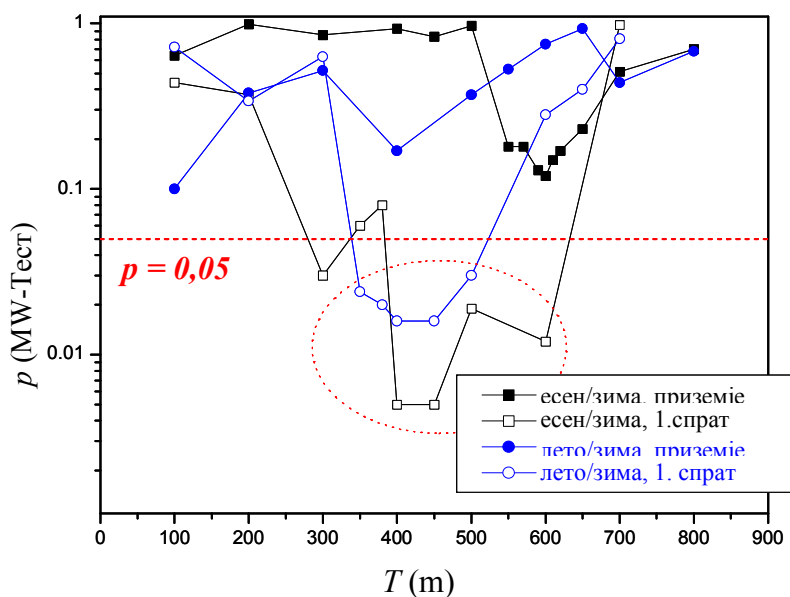
Јасно е дека некои од тие фактори, исто така, влијаат и на динамиката на сезонските варијации. Така, на пример, сезонските варијации се поизразени во приземје отколку на повисоките катови. Од физички аспект, на сезонската динамика на навлегување и концентрирање на  $^{222}\text{Rn}$  во затворениот простор влијае и тоа дали градбата има подрум и каков е квалитетот на прозорците. Сега за сега, од добиените податоци може да се прават само квалитативни претпоставки. Искрено се надевам дека ова е само почеток со мерењата на концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  во Македонија. Во иднина можеби, доколку се направи поголема база на податоци може да се добијат и многу посоефицирани заклучоци.

#### 4.3.3.6 Зависност на концентрацијата на $^{222}\text{Rn}$ од надморската висина

На крајот, на кратко беа испитувани разликите на сезонските односи на концентрациите на  $^{222}\text{Rn}$ : пролет/зима, лето/зима и есен/зима на различните катови на различните надморски висини. За таа цел беа групирани податоците според надморската висина  $T = 400$  m: ( $h < T$ )/( $h > T$ ). Потоа беа направени MW тестот за (пролет/зима,  $h < T$ ) во однос на (пролет/зима,  $h > T$ ). Одделни тестови беа направени за приземје и за прв кат. Резултатите се прикажани на слика 4-31. За становите на приземје се покажа дека односите за есен/зима и пролет/зима се независни од надморската висина ( $p > 0,05$ ). Ефектот беше статистички значаен за становите на првиот кат. Односот лето/зима (не е прикажан на графикот) бидејќи не постои корелацијата, ниту за приземје ниту за прв кат.

Како резултат на анализите може со сигурност да се тврди дека резултатите за есен/зима и пролет/зима односите во концентрациите на  $^{222}\text{Rn}$  не се однесуваат само на зависноста од сезоната, туку постои сложена зависност и од катот и од надморската висина. Сезонските разлики се покажа дека се поизразени при надморски висини поголеми од 400 m, поради самите климатски промени кои се зависни од надморската висина. Во услови на поостра клима, режимот на греење и струењето на воздухот во затворените простории од градбите се поразлични од оние карактеристични за регионите со поблага клима. Сепак, заклучоците

важат само за првиот кат, додека, пак, самите сезонски промени сами по себе поизразено влијаат на концентрациите на  $^{222}\text{Rn}$  на приземјето.



Слика 4-31 Влијание на надморската височинана врз сезонските односи

Во секој случај, сознанијата и заклучоците од резултатите укажуваат на тоа дека сезонската динамика зависи од повеќе фактори поврзани со типот на објектот климата, и секако и животните навики и обичаи. Самото емпириско моделирање е направено за понатамошна примена на сезонските корекциони фактори кога ќе треба од мерењата од една сезона да се процени средната годишната концентрација на  $^{222}\text{Rn}$ . Самите проценки мора да се прават внимателно и со земање предвид на сите фактори кои што се покажаа како статистички значајни во ова истражување.

#### 4.3.3.7 Проценка на годишна ефективна доза од радон $^{222}\text{Rn}$ во затворен простор

Годишната ефективна доза  $D_E$  ( $\text{mSv y}^{-1}$ ), од изложеност на радон  $^{222}\text{Rn}$  во затворен простор беше пресметана според ICRP-65 методологијата, користејќи ја следната формула:

$$D_E = C_{Rn} F \Delta t D_{CF}$$

каде  $C_{Rn}$  е средната годишна концентрација на  $^{222}\text{Rn}$ . Вредноста на факторот на рамнотежа  $F$  е земена да биде 0,4; факторот на претворба на дозата  $D_{CF} = 9 \text{ nSv (Bq h m}^{-3}\text{)}^{-1}$  а времето ( $\Delta t$ ) на престојот во затворен простор е земено за 7000 h во година [2] Процената на дозата којашто ја прима населението во РМ беше направена според овој метод.

Распределбата на резултатите за годишната ефективна доза по статистичките региони се презентирани во табела 4-17.

Табела 4-17 Проценета годишна ефективна доза по статистички региони

Регион	$D_E$ (mSv $y^{-1}$ )								
	Бр	Мин	Мах	Мед	АС	СД	СДС	ГС	ГСД
ИСТ	48	0,9	12,9	2,3	3,2	2,5	0,4	2,6	1,8
СЕИ	43	0,9	7,5	1,8	2,3	1,5	0,2	2,0	1,7
ПЕЛ	65	1,0	18,2	2,3	3,2	3,0	0,4	2,5	1,9
СКО	124	0,5	12,6	2,1	2,6	2,1	0,2	2,1	1,9
ЈУИ	48	0,8	7,7	2,1	2,6	1,8	0,3	2,2	1,8
ВАР	20	1,0	6,7	1,7	2,2	1,4	0,3	2,0	1,6
ПОЛ	42	0,6	5,9	1,4	1,9	1,4	0,2	1,6	1,9
ЈУЗ	47	0,7	6,2	2,1	2,4	1,3	0,2	2,0	1,8
МК - ср	437	0,5	18,2	2,1	2,6	2,1	0,1	2,1	1,9

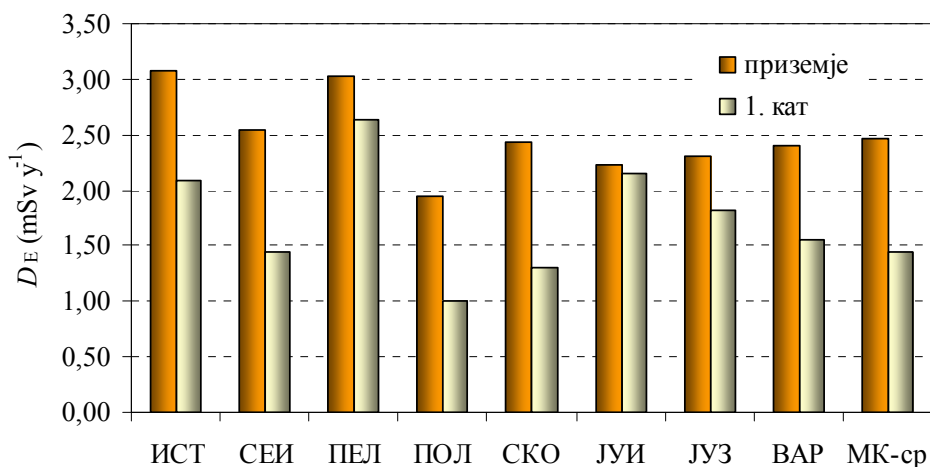
Од пресметките беа најдени вредностите за аритметичката средна (АС) и геометриската средна (ГС) се  $(2,6 \pm 2,1)$  mSv  $y^{-1}$  и  $(2,1 \text{ */ } 1,9)$  mSv  $y^{-1}$  соодветно. Резултатите покажуваат дека и двете вредности се повисоки од средната вредност на светско ниво ( $1,15$  mSv  $y^{-1}$ ), презентирани во UNSCEAR 2000 извештајот [2]. Геометриската средна вредност на годишната ефективна доза, според резултатите од мерењата за населението од Источниот регион ( $2,61$  mSv  $y^{-1}$ ) и Пелагонија ( $2,49$  mSv  $y^{-1}$ ) се повисоки во однос на другите региони. Аналогно на тоа, најниските дози ги добива населението од Полошкиот регион ( $1,6$  mSv  $y^{-1}$ ).

Како што се покажа од анализите, најголемо влијание врз концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  имаат двата фактора: (а) дали објектот има или нема подрум (присуство/отсуство на подрум) и (б) катот или нивото во градбата. Дескриптивната статистика на влијанието на двата фактори на годишната ефективна доза е дадена во табела 4-18. Од статистиката се гледа дека максимална доза прима населението што живее во приземје ( $2,5 \text{ */ } 1,9$ ) mSv  $y^{-1}$ , и во објектите што немаат подрум ( $2,7 \text{ */ } 1,8$ ) mSv  $y^{-1}$ .

Табела 4-18 Проценета годишна ефективна доза во различни типови на живеалишта

	$D_E$ (mSv $y^{-1}$ )						
	Бр.	Мах	Мед	АС	СД	ГС	ГСД
Прв кат	144	8,4	1,5	2,0	1,4	1,7	1,7
Приземје	278	18,2	2,3	3,0	2,3	2,5	1,9
Втор кат	15	2,9	1,4	1,6	0,7	1,4	1,6
Без подрум	182	18,2	2,5	3,2	2,5	2,7	1,8
Со подрум	243	12,6	1,7	2,2	1,7	1,8	1,8

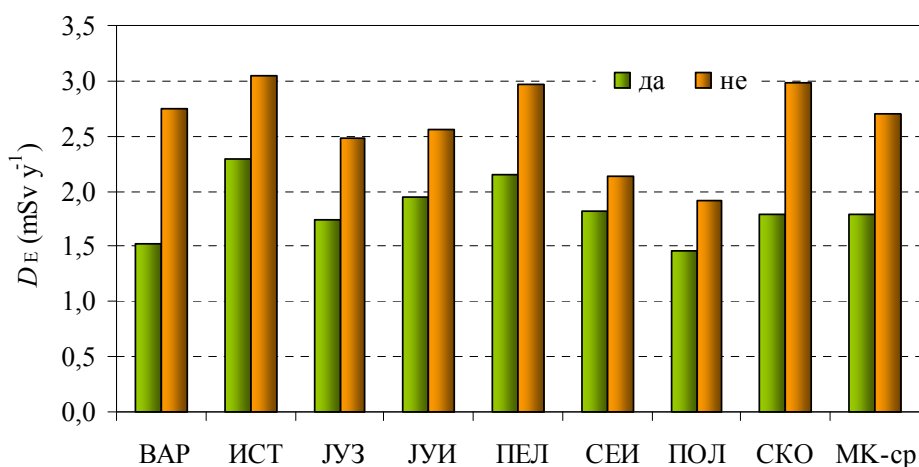
На слика 4-32 е претставена распределбата на ефективните дози на приземје и прв кат по региони.



Слика 4-32 Годишни ефективни дози во живеалиштата на приземје и прв кат по различни региони

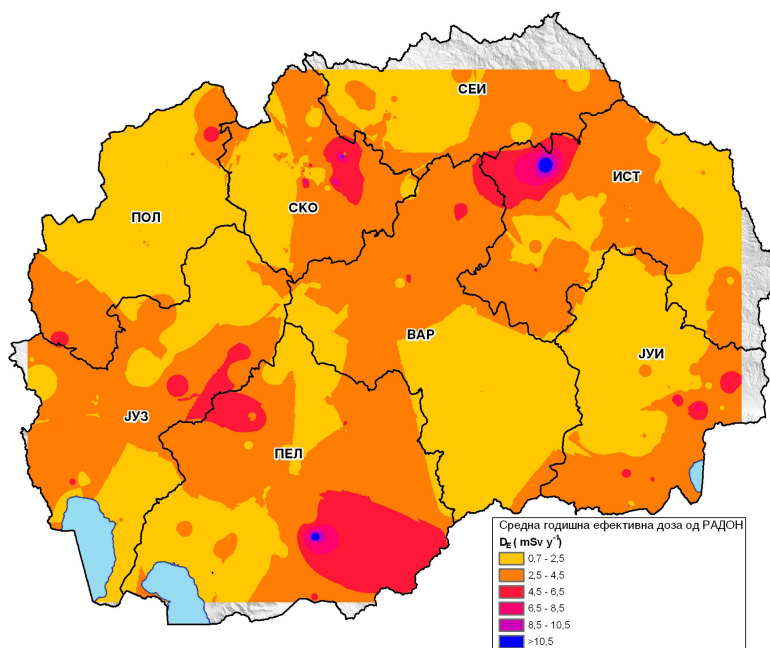
Најголемата разлика помеѓу резултатите од приземјето и првиот кат беа забележани за Полошкиот (48%) и Скопскиот регион (47%). За Југоисточниот регион, пак, таа разлика е најмала и изнесува 3,7%.

Резултатите за годишните ефективни дози во објекти со и без подрум прикажани на слика 4-33, покажуваат сличен тренд, но разликите се нешто помали отколку разликите помеѓу приземје и прв кат. Според тоа, проценетата ефективна годишна доза која ја прима населението кое живее во живеалишта без подрум, и тоа во Вардарскиот и Скопскиот регион е за околу 40% повисока во однос во објектите со подрум. Во Североисточниот регион таа разлика е најмала и изнесува 15%.



Слика 4-33 Годишна ефективна доза во живеалишта со подрум (да) и без подрум (не)

На слика 4-34 е претставена географската распределба на резултатите за ефективната годишна доза.



Слика 4-34 Географска распределба на годишната ефективна доза од  $^{222}\text{Rn}$

На крај резултатите од истражувањата на концентрација на  $^{222}\text{Rn}$  се презентирани подолу заедно со проценетата доза од некои земји (табела 4-19)

Табела 4-19 Податоци од литературата за  $^{222}\text{Rn}$

Земја	C (Bq m <sup>-3</sup> )			D <sub>E</sub> (mSv y <sup>-1</sup> )	Лит.
	AC	ГC	Max	AC	
Јапонија	15,5 ± 13,5	12,7	208	0,45	[90]
Србија (Нишка Бања)	1163	529 */ 3,9	6155	30	[98]
Косово и Метохија	429	224 */ 3,3	1640		[96]
Црногорско приморје	31,8 ± 23,4	25,5 */ 2,1	202	0,5	[94]
Хрватска	68 ± 85	50		2,2	[99]
Словенија	87	60 */ 2	1330		[2]
Италија	70	52*/ 2,1	1036		[97]
Грција	73	52	490		[2]
Шпанија	86	42 */ 3,7	15400		[2]
Македонија	105±84	84 */ 1,9	720	2,6	Оваа студија

## 4.4 КОНЦЕНТРАЦИЈА НА $^{220}\text{Rn}$ ВО ЗАТВОРЕН ПРОСТОР

### 4.4.1 Вовед

Покрај радонот  $^{222}\text{Rn}$ , којшто беше предмет на дискусија во претходната глава и радонот  $^{220}\text{Rn}$  заедно со неговите потомци во некој случаи има значаен придонес кон вкупната изложеност на населението на природни извори на зрачење.

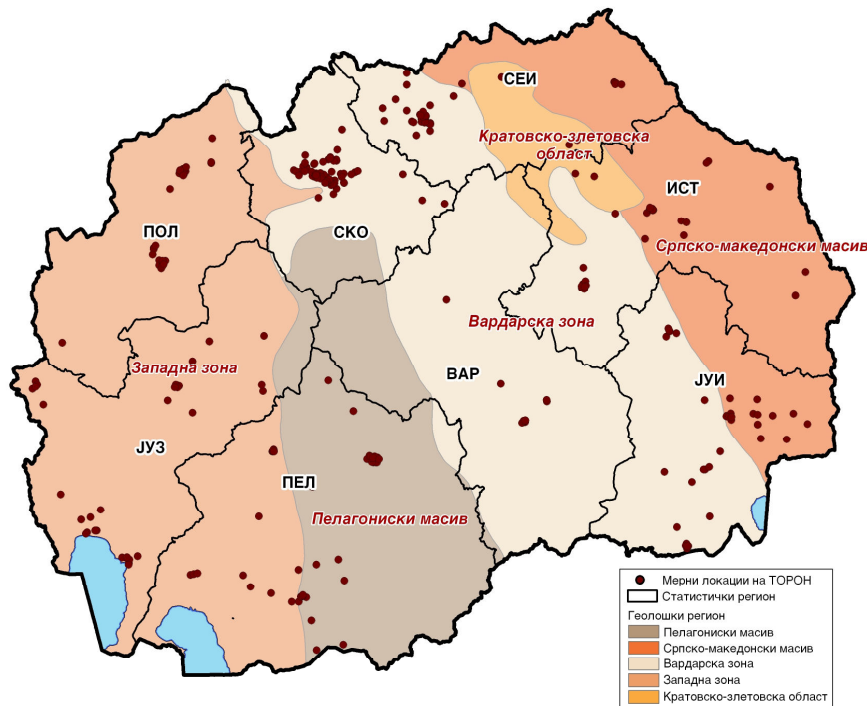
Механизмот на самиот процес на акумулација на  $^{220}\text{Rn}$  во затворен простор не е сè уште јасно дефиниран. Земајќи го предвид краткиот период на полураспаѓање на  $^{220}\text{Rn}$ , порано се мислеше дека единствениот механизам за навлегување на  $^{220}\text{Rn}$  во затворените простори е преку дифузијата од градежните материјали. Но, некои истражувања, покажаа дека навлегувањето преку темелите од почвата игра значајна улога [2, 100, 101]. Истражувањата покажале дека регионите богати со гранити се поврзани со повисоки концентрации на  $^{220}\text{Rn}$ , како на пример во Индија [102], Кина [103], и Кореја [104]. Сепак, во научната литература сè уште, недостасуваат подетални студии, статистички издржани и со доволно голем број на мерења, за да може да се направат пошироки воопштувања. Но, општо може да се каже дека концентрациите на  $^{220}\text{Rn}$  варираат во широки граници, што е последица како од краткиот период на полу распаѓање, така и од растојанието од почвата и градежниот материјал.

Неколку автори [105, 106] имаат дискутирано за тешкотиите и неопределеностите во процената на експозицијата на  $^{220}\text{Rn}$ , сумирајќи ги податоците достапни во литературата. Големите неопределености се должат на често многу ниските концентрации и на големата варијабилност, како временски така и просторна. На пример, во една соба од даден објект, концентрацијата на гасот  $^{220}\text{Rn}$  варира со растојанието од ѕидовите и подот заради краткиот период на полу распаѓање [107, 108] додека пак потомците од распаѓањето се хомогено распределени во просторот.

Мерењето на концентрацијата на  $^{220}\text{Rn}$  во живеалиштата на РМ беше направена во склоп на спроведеното национално истражување. Главната цел на овие мерења беше да се добие прелиминарно сознание за концентрацијата  $^{220}\text{Rn}$  и неговата временска и регионална варијабилност.

### 4.4.2 Методологија на истражувањето

Во склоп на националното истражување на  $^{222}\text{Rn}$  и  $^{220}\text{Rn}$ , концентрацијата на  $^{220}\text{Rn}$  се мереше во сите четири сезони од декември 2008 до декември 2009 година. На слика 4-35 се прикажани мерните локации во кои беа поставени детекторите.



Слика 4-35 Територијална распределба на мерните места за концентрацијата на  $^{220}\text{Rn}$ .

Главната цел беше да се види распределбата на концентрациите на  $^{220}\text{Rn}$  по региони и исто така неговата сезонска варијабилност со цел да се процени и годишната концентрација. Поради ограничениот број детекторите беа распоредени малку поинаку отколку кај студијата за радон  $^{222}\text{Rn}$ . Целата територија, со сите региони, беа покриени со мерењата спроведени во есенската сезона. За таа цел беа направени мерења во 300 живеалишта. Притоа, живеалиштата беа групирани по различните категории, исто како при анализата на резултатите од мерењата на концентрација на радонот  $^{222}\text{Rn}$ : кат, дали има подрум или нема подрум, староста на објектот и другите параметри карактеристични за градбата. За да се определат сезонските корекциони фактори за концентрацијата на  $^{220}\text{Rn}$  беа искористени резултатите од живеалиштата каде што беа спроведени мерења во текот на најмалку две сезони.

#### 4.4.3 Резултати и дискусија

Статистичките резултати и бројот на мерењата на концентрацијата на  $^{220}\text{Rn}$  во сите четири сезони се прикажани во табела 4-20.

Табела 4-20 Резултати за концентрацијата на  $^{220}\text{Rn}$ , мерена во четирите сезони.

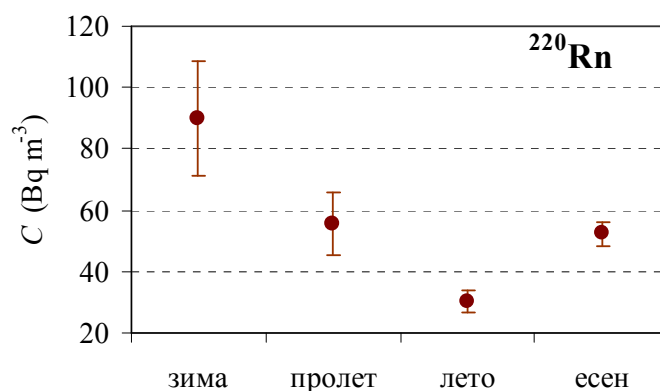
сезона	Бр.	$C$ (Bq m <sup>-3</sup> )						
		Мах	Мед	АС	СД	СДС	ГС	ГСД
зима	53	525	33	90	137	19	39	3.4
пролет	57	495	28	56	77	10	32	2.8
лето	122	245	19	30	38	3	18	2.8
есен	300	395	34	52	64	4	31	2.9

Прво беше испитувана распределбата на резултатите во сите сезони. Резултатите од статистичката анализа (Kolmogorov-Smirnov тестот) ја потврдија хипотезата дека распределбата е log-нормална ( $KS, p < 0,001$ ) и дека резултатите по сезони, се хомогено распределени (Bartlet тест).

#### 4.4.3.1 Сезонска зависност на концентрацијата на $^{220}\text{Rn}$

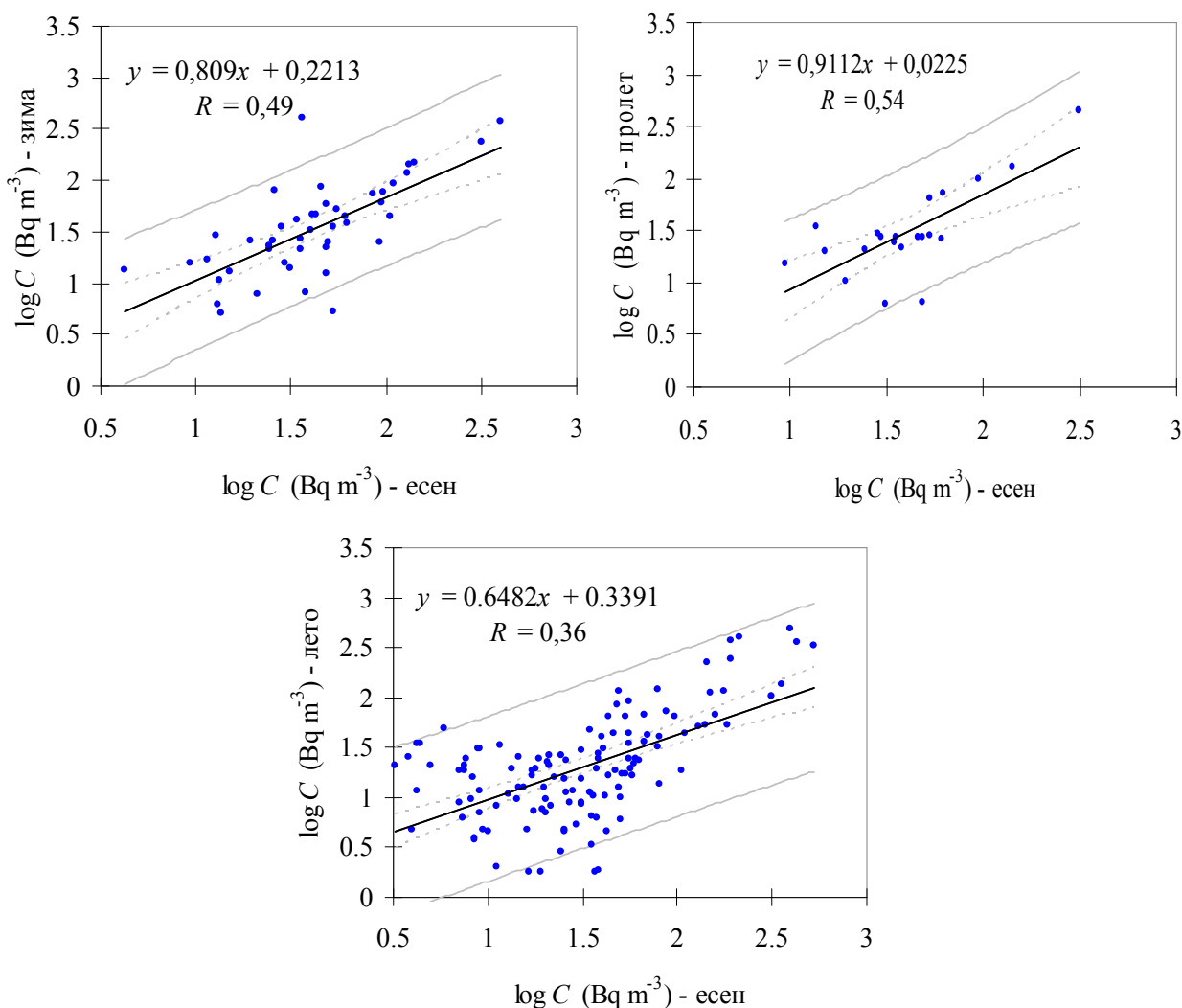
Аритметичките средни вредности на концентрацијата на  $^{220}\text{Rn}$  во различните сезони се претставени на слика 4-36.

Од сликата се гледа дека постојат сезонски варијации на концентрациите на  $^{220}\text{Rn}$ . Сепак, варијациите не се толку изразени како што беше случај со концентрациите на  $^{222}\text{Rn}$ . Очигледно е дека највисоката концентрација е во зимскиот а најниската во летниот период. Средните концентрации на  $^{220}\text{Rn}$  во пролет и есен не се баш јасно издвоени. Истражувањата направени во Кореја покажале слични резултати и дошле до сличен заклучок. Таму резултатите се групирале само во две групи, концентрациите во сезоните зима и пролет биле повисоки отколку во лето и есен [104]. Од друга страна, пак, резултатите од истражувањата во Мексико Сити, покажале највисока концентрација на  $^{220}\text{Rn}$  во есенската сезона а не во зимската. Сепак, најниската концентрација била најдена за летниот период [105].



Слика 4-36 Концентрација на  $^{220}\text{Rn}$  во различните сезони.

За да се определат коефициентите со чија помош би можела да се направи проценка на средната годишна концентрација на  $^{220}\text{Rn}$ , беа искористени резултатите од живеалиштата, каде беа извршени мерења во две сезони.

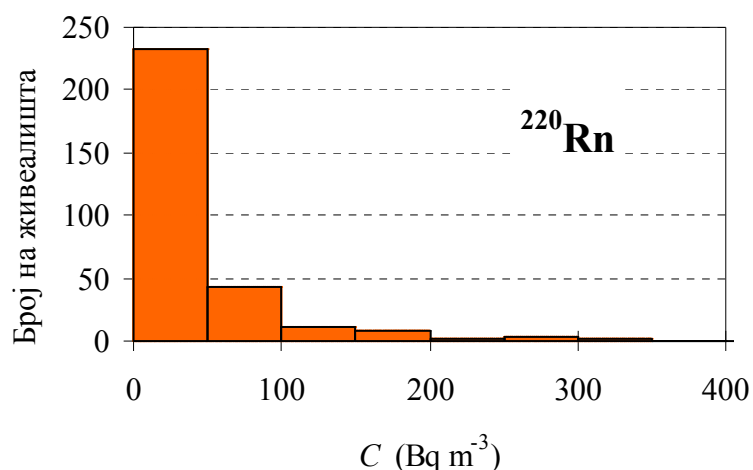


Слика 4-37 Линеарна регресија на концентрациите на  $^{220}\text{Rn}$  во различни сезони

Резултатите од линеарната регресиона анализа се претставени на слика 4-37. Преку коефициентите добиени од линеарната регресија помеѓу есенската и останатите сезони, беше направена проценка на годишната концентрација на  $^{220}\text{Rn}$ .

#### 4.4.3.2 Распределба на концентрациите на $^{220}\text{Rn}$ по региони

Распределбата на проценетите годишни концентрации на  $^{220}\text{Rn}$  е прикажана на слика 4-38. Добиените резултати за концентрацијата на  $^{220}\text{Rn}$  се во интервалот од 2 до 344 Bq m<sup>-3</sup> и покажуваат log-нормална распределба (КС,  $p < 0,001$ ). Беше најдено дека во 6 живеалишта, проценетата средна годишна концентрација е во интервалот од 200 Bq m<sup>-3</sup> до 350 Bq m<sup>-3</sup>.



Слика 4-38 Хистограм на проценетите годишни концентрации на  $^{220}\text{Rn}$

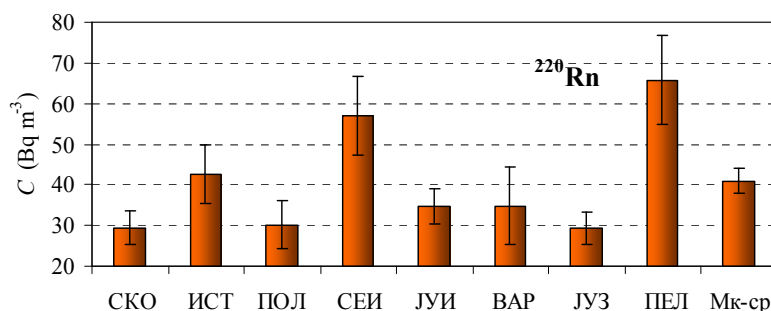
Резултатите од проценетата годишна концентрација на радон  $^{220}\text{Rn}$  е дадена во табела 4-21. За аритметичката средна (АС) и геометриската средна (ГС) на измерените концентрации на  $^{220}\text{Rn}$  во сите региони беа пресметани вредностите  $(41 \pm 48) \text{ Bq m}^{-3}$  и  $(27^{*}/2,4) \text{ Bq m}^{-3}$ , соодветно.

И во овој случај, статистичката анализа на резултатите беше направена со логаритмираните вредности. Анализата на варијансата и параметрскиот Fisher's LSD тест беа направени на хомогените групи резултатите.

Табела 4-21 Проценета годишна концентрација на  $^{220}\text{Rn}$  по региони во  $\text{Bq m}^{-3}$

Регион	C ( $\text{Bq m}^{-3}$ )								
	Бр.	Мин	Мах	Мед	АС	СД	СДС	ГС	ГСД
ИСТ	32	3	190	30	43	40	7	29	2,6
СКО	71	2	276	23	29	36	4	21	2,1
СЕИ	39	8	344	37	57	60	10	39	2,4
ПЕЛ	48	7	289	34	66	75	11	39	2,7
ПОЛ	32	4	190	24	30	34	6	20	2,5
ЈУИ	37	3	151	29	35	27	4	27	2,1
ЈУЗ	31	4	95	24	29	22	4	22	2,3
ВАР	10	10	118	26	35	30	10	28	1,9
<b>Сите региони</b>	<b>300</b>	<b>2</b>	<b>344</b>	<b>26</b>	<b>41</b>	<b>48</b>	<b>3</b>	<b>27</b>	<b>2,4</b>

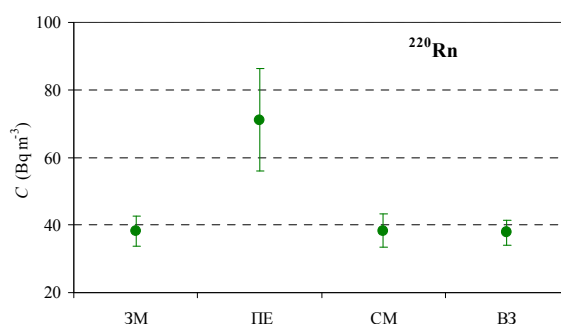
ANOVA тестот покажа дека средните вредности на концентрациите на  $^{220}\text{Rn}$  во различните статистички региони, статистички значајно се разликуваат ( $p = 0,00004$ ).



Слика 4-39 Средни вредности на концентрацијата на  $^{220}\text{Rn}$  во различни региони

Средните вредности за концентрацијата на  $^{220}\text{Rn}$ , заедно со стандардните грешки на средните вредности во 95% интервал на доверба во различните региони се прикажани на слика 4-39. Од сликата јасно се гледа дека добиените резултати во Североисточниот и Пелагонискиот регион се повисоки во однос на другите региони, што може да се поврзе со повисоките концентрации на  $^{232}\text{Th}$  во почвата и употребата на локалните градежни материјали.

Измерените концентрации во Североисточниот регион се статистички значајно повисоки во однос на Полошкиот, Скопскиот, Југозападниот (соодветно резултатите од LSD тестот се:  $p = 0,001$ ,  $p = 0,0004$ ,  $p = 0,004$ ). Резултатите од статистичката обработка, исто така, покажуваат дека Пелагонискиот регион има статистички значајно повисоки концентрации во однос на регионите: Полог, Скопје, Југозапад и Исток (LSD:  $p = 0,0008$ ,  $p = 0,0002$ ,  $p = 0,004$ ,  $p = 0,05$ ).

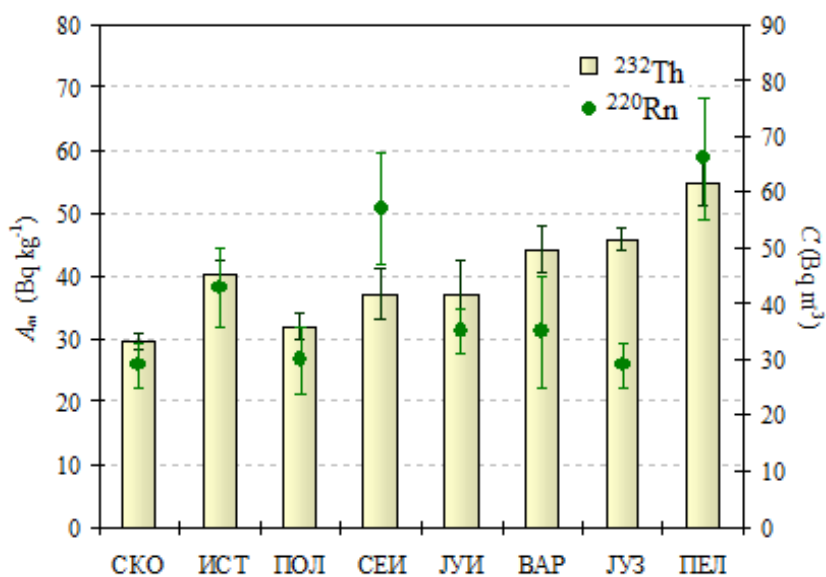


Слика 4-40 Концентрација на  $^{220}\text{Rn}$  во различните геотектонски зони

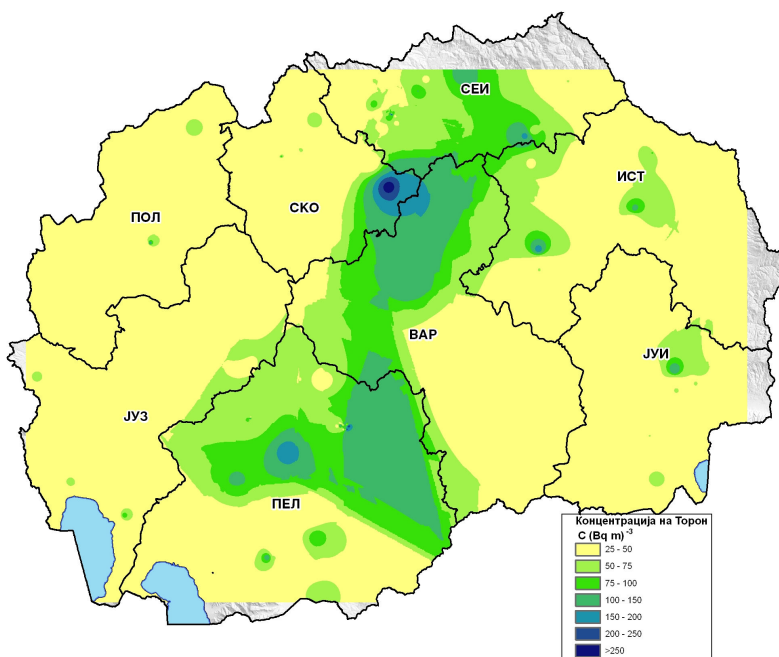
Слични резултати беа добиени и за геотектонските зони (слика 4-40). Статистички значајно повисоки концентрации беа најдени во Пелагонискиот масив во однос на Западната зона, Српско Македонскиот масив и Вардарската зона ( $p = 0,006$ ,  $p = 0,047$ ,  $p = 0,01$ )

На слика 4-41 се прикажани аритметичките средни вредности на  $^{220}\text{Rn}$  и на ториумот заедно со 95% интервал на доверба во различните региони. Кај повеќето статистички региони е очигледна поврзаноста во концентрациите на овие два радионуклиди. Поголеми отстапувања

се покажа само за Североисточниот регион, кај кој добиените вредности се повисоки во однос на очекуваните, и кај Југозападниот регион каде што вредностите за  $^{220}\text{Rn}$  се пониски од она што би се очекувало според концентрациите на ториумот во површинските почви. Како што веќе наспоменав еден од доминантните фактори кој влијаат на концентрацијата на  $^{220}\text{Rn}$  се градежните материјали. Употребата на гранитите како градежен материјал, достапни на локално ниво и во Пелагонија и во Североисточниот регион секако ќе ја зголемат концентрацијата на  $^{220}\text{Rn}$  во затворено. Влијанието на останатите фактори се дискутира понатаму во текстот.



Слика 4-41 Распределба на  $^{220}\text{Rn}$  и на  $^{232}\text{Th}$  по региони



Слика 4-42 Географска распределба на концентрацијата на  $^{220}\text{Rn}$

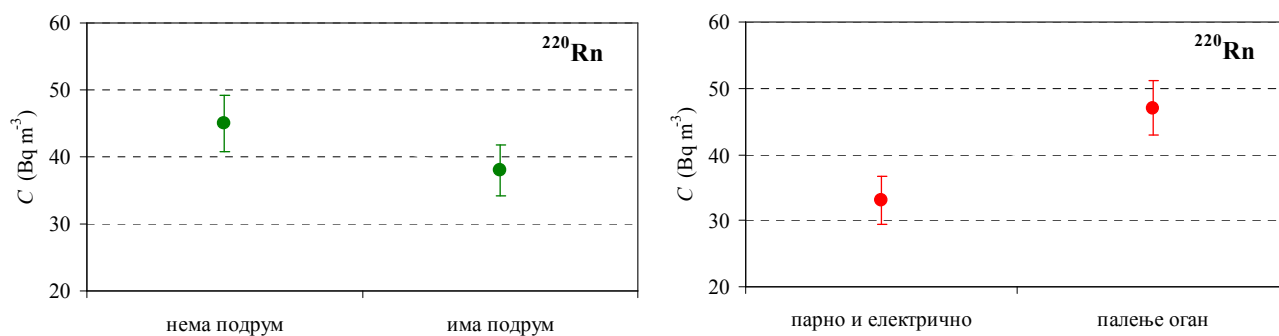
Во табела 4-22 се дадени вредностите за концентрацијата на  $^{220}\text{Rn}$  во некои други земји, за споредба.

Табела 4-22 Споредба со податоците од литературата за концентрација на  $^{220}\text{Rn}$  во затворен простор

Земја	C (Bq m <sup>-3</sup> )			Литература
	AC	ГC	Max	
Кореа	40,4 ± 56	10,7 */ 2,9	731	[104]
Мексико	82 ± 75	55	234	[105]
Косово и Метохија	85	43 */ 3,6		[96]
Кина (Гансу провинција)	351	261 */ 2,1	202	[94]
Република Македонија	41 ± 48	27 */ 2,4	344	Оваа работа

#### 4.4.3.3 Зависност на концентрацијата на $^{220}\text{Rn}$ од карактеристиките на објектот

Покрај регионалните разлики, се испитуваше зависноста на концентрациите на  $^{220}\text{Rn}$  од карактеристиките на објектот. Резултатите беа групирани според следниве карактеристики: старост на објектот, тип на собата во која е вршено мерењето, катот, дали објектот има или нема подрум, градежните материјали, материјал со кој е покриен подот и според типот на прозорците. Резултатите од ANOVA покажаа статистички значајна разлика помеѓу резултатите од измерените концентрации во објектите што имаат и оние што немаат подрум ( $p = 0,001$ ), но не покажа статистички значајна разлика помеѓу катовите ( $p = 0,568$ ). Статистички значајна разлика беше забележана во зависност од типот на греењето. Така, во објектите каде што има централно греење се измерени пониски концентрации на  $^{220}\text{Rn}$  во однос на објектите каде што користат огрев ( $p = 0,01$ ). Резултатите се презентирани на слика 4-43.

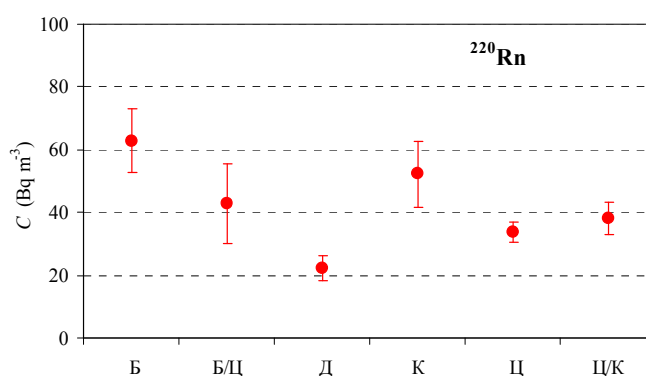


Слика 4-43 Средна концентрација на  $^{220}\text{Rn}$  во објекти со и без подрум и објекти со различни типови на загревање

Доминантните фактори кои што влијаат на концентрацијата на  $^{220}\text{Rn}$  во даден затворен простор се градежните материјали. Овој, добро познат податок се потврди и со резултатите од нашите мерења. ANOVA анализата покажа статистички значајна разлика помеѓу

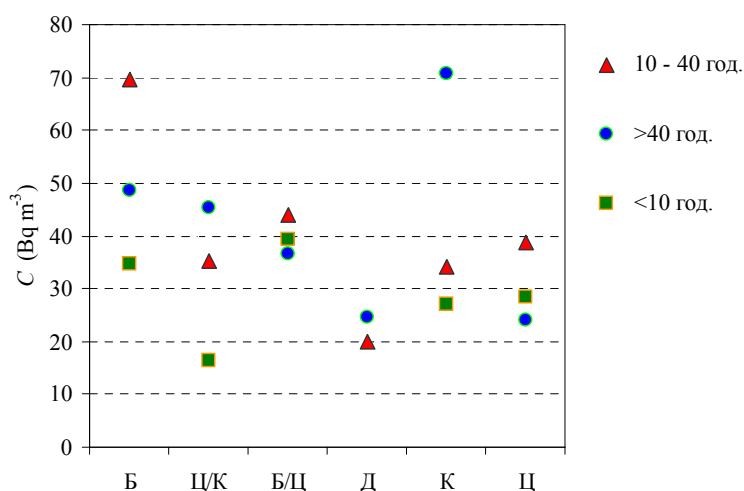
концентрациите на  $^{220}\text{Rn}$  измерени во градбите направени од различни градежни материјали ( $p = 0,006$ ), слика 4-44. На пример: статистички значајни разлики се добија помеѓу концентрациите во објектите изградени од цигли и камен (LSD,  $p = 0,024$ ), бетон и цигли (LSD,  $p = 0,0002$ ), бетон и комбинацијата бетон/цигла (LSD,  $p = 0,0002$ ).

Влијанието на останатите фактори кои што се однесуваа на карактеристиките на објектот се покажаа како статистички незначајни, што може да му се припише и на недоволниот број мерења по различните групи, а исто така и маскирањето на факторите еден со друг. На пример, во Романија, повисоките концентрации на  $^{220}\text{Rn}$  биле најдени за објектите направени од непечена цигла и сурова глина. Најниски концентрации на  $^{220}\text{Rn}$  биле најдени во објектите изградени од автоклавиран бетон [111].



Слика 4-44 Концентрација на  $^{220}\text{Rn}$  во зависност од градежни материјали

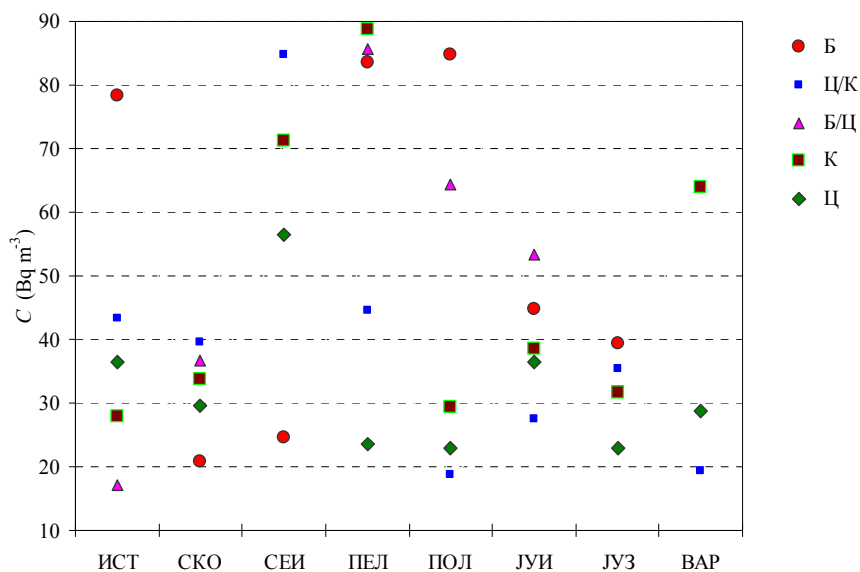
Истражувањата оеа дотаму што се испитуваше и влијанието на староста на градбите од различните градежни материјали врз измерените концентрации во објекти од различни градежни материјали градени во различни периоди. (слика 4-45).



Слика 4-45. Концентрација на  $^{220}\text{Rn}$  во зависност од староста на градежните материјали

На пример концентрацијата на  $^{220}\text{Rn}$  е повисока кај објектите од бетон со старост од 10 - 40 години. Слично и кај градбите од цигла, повисоката концентрација е поврзана за таквата старост на градбата. Повисоките концентрации кај објектите од камен, пак, се поврзуваат со периодот над 40 години итн. На пример во Кореја повисоките концентрации на  $^{220}\text{Rn}$  во објектите постари од 40 години се поврзани со бетонот, концентрациите се повисоки дури и од објектите направени од кал [104].

На слика 4-46 се претставени концентрациите на  $^{220}\text{Rn}$  по регионите групирани според доминантниот градежен материјал.

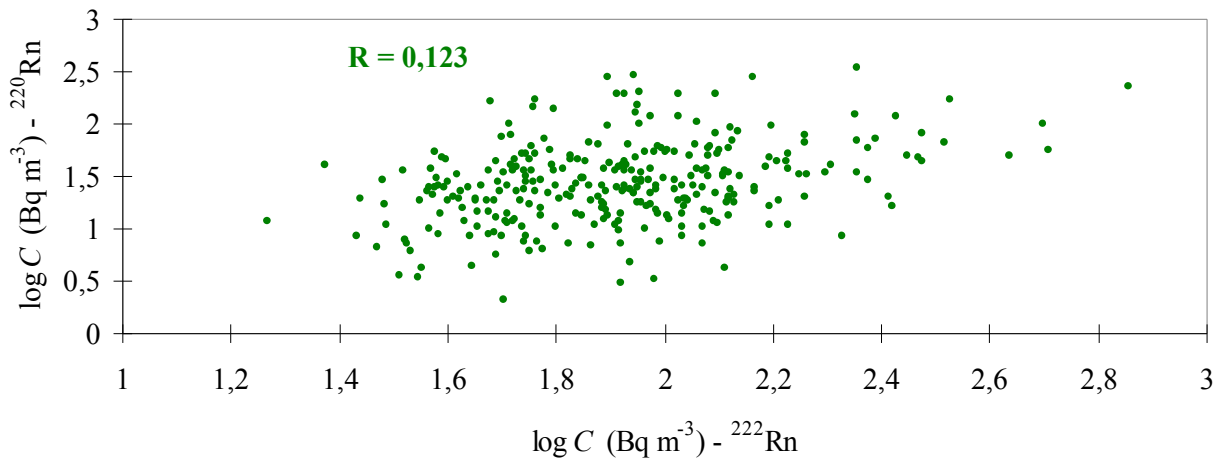


Слика 4-46 Средни концентрации на  $^{220}\text{Rn}$  во функција од секој од регистрираните градежни материјали, групирани по региони.

Нека го погледнеме прво бетонот, повисоките концентрации се јавуваат во Источниот, Полошкиот и Регионот на Пелагонија, и ако се многу слични вредностите не може да бидат од локален карактер. Во Североисточниот регион највисоките вредности во објектите направени од комбинација цигли и камен и само камен.

Корелацијата помеѓу проценетите годишни концентрации на  $^{222}\text{Rn}$  и  $^{220}\text{Rn}$  е прикажана на слика 4-47.

Резултатите покажуваат позитивна корелација со коефициент на корелација  $R = 0,123$ . Ниската вредност на  $R$  може да се каже дека е поради различната распределба на  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{232}\text{Th}$  во почвата и градежните материјали, големата разлика во периодот на полу распаѓање помеѓу  $^{222}\text{Rn}$  и  $^{220}\text{Rn}$ .



Слика 4-47 Корелација помеѓу концентрациите на  $^{222}\text{Rn}$  и  $^{220}\text{Rn}$

На пример Yamada и останатите, во мерењата направени во Кина [110], практично не добиле никаква корелација, од нивните резултати коефициентот на корелација помеѓу  $^{222}\text{Rn}$  и  $^{220}\text{Rn}$  концентрациите во затворено е  $R = 0,04$ .

#### 4.4.3.4 Проценка на годишната ефективна доза од $^{220}\text{Rn}$ во затворен простор

Годишната ефективна доза  $D_E$  ( $\text{mSv y}^{-1}$ ), од експозиција на  $^{220}\text{Rn}$ , се пресметува согласно со ICRP-65 методологијата, користејќи ја следната формула:

$$D_E = C_{\text{Rn}} F \Delta t D_{CF}$$

каде  $C_{\text{Rn}}$  е средната годишна концентрација на  $^{220}\text{Rn}$ . Вредноста на факторот на рамнотежа  $F$  е земена да биде 0,1; факторот на претворба на дозата  $D_{CF} = 40 \text{ nSv (Bq h m}^{-3})^{-1}$  а времето ( $\Delta t$ ) на престој во затворен простор е  $7000 \text{ h y}^{-1}$  [1]. Согласно со овој метод, аритметичката средна вредност на ефективна доза која ја прима населението би била  $(1,15 \pm 1,39) \text{ mSv y}^{-1}$ , или пак изразена преку геометриската средна вредност:  $(0,761*/ 2,42) \text{ mSv y}^{-1}$ . Средната годишна ефективна доза која ја прима населението како последица на изложеност на  $^{220}\text{Rn}$  е значајно пониска во однос на дозата која потекнува од  $^{222}\text{Rn}$ . Овој сооднос е во согласност со резултатите објавени во UNSCEAR извештаите [2, 3].

На пример во истражувањата за концентрацијата на  $^{220}\text{Rn}$  во Кореја и Косово и Метохија, дозите се пресметани и прикажани на истиот начин како што е направено за Македонија. Но јас ќе се согласам со истражувањето на Токонами со неговото истражување во Гансу провинцијата во Кина [110]. Поточно во тој труд се разгледуваат различните пристапи во пресметките на доза. Еден е пристапот за проценка на доза преку проценетата концентрација на  $^{220}\text{Rn}$ , а другиот е преку индивидуалните концентрации на потомците од распаѓањето на

$^{220}\text{Rn}$ . Од резултатите добил дека првиот пристап дава 2,6 пати повисока доза во однос на вториот.

Затоа кога се работи за Македонија, проценета доза која потекнува од изложеноста на  $^{220}\text{Rn}$ , би ја земала како индикативна вредност а не како вредност која би требало да влезе во проценките на вкупната изложеност на населението од природни извори.

## 4.5 КОНЦЕНТРАЦИЈА НА $^{222}\text{Rn}$ И $^{220}\text{Rn}$ ВО ПОЧВЕН ГАС

### 4.5.1 Вовед

Познато е дека  $^{222}\text{Rn}$  доаѓа во атмосферата најчесто преку воздухот од почвата. Колкава ќе биде концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  на Земјината површина зависи, пред сè, од: концентрацијата на  $^{226}\text{Ra}$  во почвата, брзината на еманација и од атмосферските процеси, кои, пак, се под влијание на метеоролошките услови. Кога  $^{226}\text{Ra}$  во гранулите од почвата се распаѓа, атомите од гасот  $^{222}\text{Rn}$  се одвојуваат од гранулите и навлегуваат во порите исполнети со воздух, низ кои се движат. При одредени услови тие влегуваат во атмосферата. Се смета дека движењето на радонот низ порите во почвата исполнети со воздух е последица на одбивањето на атомите на радонот на назад при емитирањето на алфа честицата во моментот на распаѓањето на радиумот. Доколку атомите на  $^{226}\text{Ra}$  се близу до површината на одделните гранули на почвата, атомите на радон можат да бидат исфрлени во порите помеѓу гранулите [1, 2]. Придонесот од дифузијата во внатрешноста на цврстите гранули на минералот е занемарлива, бидејќи голем дел од атомите на радонот ќе се распаднат пред да ја напуштат гранулата. Фракција од  $^{222}\text{Rn}$  создадена во почвата и навлезена во порите, се среќава под повеќе имиња: како моќ на еманација, коефициент на еманација, однос или фракција на еманација. Фракцијата на еманацијата може да достигнува вредности во интервал од 1% до 80%. [2]

### 4.5.2 Методологија на истражувањето

Концентрациите на  $^{222}\text{Rn}$  и  $^{220}\text{Rn}$  во почвениот гас беа мерени со помош на активен метод (алфа спектрометар). Беше користен детектор што е развиен, произведен и калибриран од страна на Германска компанија SARAD од Дрезден.

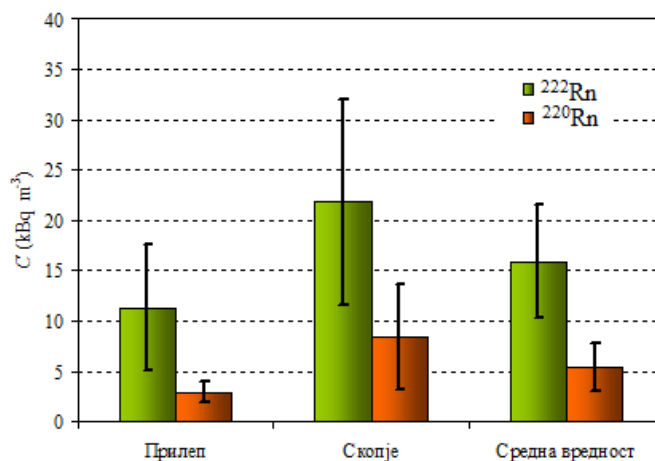
Како локации на мерење беа одбрани по случаен избор дворовите на истите куќи во Прилеп и Скопје каде беа спроведени мерењата на концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  во затворен простор. При изборот се водеше сметка куќите да бидат од различните делови од градот. На секоја



Табела 4-23 Концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  и  $^{220}\text{Rn}$  во почвениот гас на повеќе локации во Скопје и Прилеп

Р.бр.	Локација	$C (^{222}\text{Rn})$ (kBq m <sup>-3</sup> )	$C (^{220}\text{Rn})$ (kBq m <sup>-3</sup> )	$t (^{\circ}\text{C})$	Rel v (%)	$P$ (mbar)
1	Прилеп	57,6 ± 0,9	9,5 ± 0,3	24,9 ± 0,1	53,1 ± 0,5	939,0 ± 0,0
2	Прилеп	23,4 ± 0,4	5,2 ± 0,2	20,6 ± 0,2	65,2 ± 1,1	935,0 ± 0,4
3	Прилеп	2,6 ± 0,1	0,4 ± 0,0	33,7 ± 1,0	35,0 ± 2,5	938,4 ± 0,2
4	Прилеп	3,3 ± 0,1	2,5 ± 0,1	27,5 ± 0,7	46,4 ± 2,6	935,9 ± 0,5
5	Прилеп	4,5 ± 0,3	1,0 ± 0,1	25,3 ± 0,1	51,2 ± 0,5	933,8 ± 0,1
6	Прилеп	3,7 ± 0,2	0,5 ± 0,1	22,2 ± 0,6	60,8 ± 2,2	935,0 ± 0,6
7	Прилеп	2,9 ± 0,2	3,7 ± 0,3	25,1 ± 0,1	45,1 ± 0,5	931,9 ± 0,1
8	Прилеп	2,8 ± 0,1	2,2 ± 0,1	22,0 ± 0,2	61,2 ± 0,8	936,3 ± 0,2
9	Прилеп	0,8 ± 0,1	0,9 ± 0,1	22,6 ± 0,2	56,8 ± 1,1	934,0 ± 0,2
10	Скопје	20,1 ± 0,4	3,8 ± 0,1	23,0 ± 0,1	55,1 ± 0,5	970,0 ± 0,0
11	Скопје	57,1 ± 0,7	8,2 ± 0,2	19,0 ± 0,1	73,1 ± 0,5	969,0 ± 0,0
12	Скопје	62,5 ± 0,7	7,3 ± 0,2	23,5 ± 0,2	60,6 ± 0,5	977,2 ± 0,2
13	Скопје	0,2 ± 0,0	0,2 ± 0,0	31,6 ± 0,5	44,1 ± 1,4	979,6 ± 0,2
14	Скопје	6,1 ± 0,2	1,4 ± 0,1	46,1 ± 0,1	26,2 ± 0,1	968,8 ± 0,0
15	Скопје	1,0 ± 0,1	0,6 ± 0,1	27,2 ± 0,1	49,8 ± 0,4	976,7 ± 0,2
16	Скопје	5,0 ± 0,2	2,5 ± 0,1	24,6 ± 0,0	59,0 ± 0,4	979,3 ± 0,2

Аритметичките средни вредности за концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  во почвениот гас се  $(11,3 \pm 6,2)$  kBq m<sup>-3</sup> во Прилеп,  $(21,8 \pm 10,2)$  kBq m<sup>-3</sup> во Скопје и  $(15,9 \pm 5,6)$  kBq m<sup>-3</sup> во Скопје и Прилеп заедно. Концентрациите на  $^{220}\text{Rn}$  се очекувано пониски отколку кај  $^{222}\text{Rn}$ , а аритметичките средни вредности изнесуваат:  $(2,9 \pm 1)$  kBq m<sup>-3</sup> во Прилеп,  $(8,4 \pm 5,2)$  kBq m<sup>-3</sup> во Скопје и  $(5,3 \pm 2,3)$  kBq m<sup>-3</sup> вкупно (слика 4-49).



Слика 4-49 Концентрација на  $^{222}\text{Rn}$  и  $^{220}\text{Rn}$  во почвениот гас

Од непараметриската линеарно регресиона анализа на концентрациите на  $^{222}\text{Rn}$  и  $^{220}\text{Rn}$  во почвениот гас се покажа статистички значајна позитивна корелација со коефициент на корелација (Spearman)  $R = 0,803$  ( $p = 0,0003$ ).

Очигледно е дека на одбраните локации концентрацијата и на  $^{222}\text{Rn}$  и на  $^{220}\text{Rn}$  во почвениот гас во Скопје се со повисоки вредности. Од ова не може да се изнесат генерални заклучоци. Нека ова биде само почеток на едно посистематско истражување на концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  и  $^{220}\text{Rn}$  во почвениот гас.

Во табела 4-24 се презентирани аритметичките средни вредности ( $\pm$  стандардната девијација на резултатите) од сите мерења направени на 16-те локации во Скопје и Прилеп.

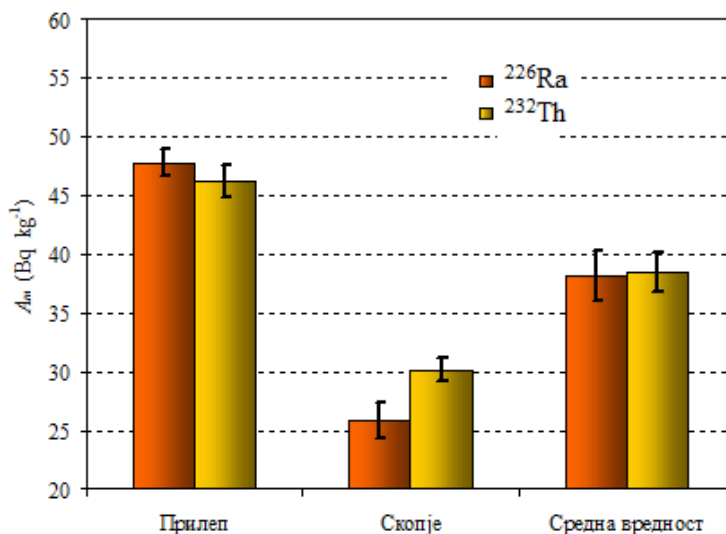
По статистичката обработката на резултатите се заклучи дека не постои разлика во специфичните активности на радионуклидите на различните длабочини (од 0 - 20 cm и од 20 - 100 cm). Аритметичка средна вредност на специфичната активност на  $^{226}\text{Ra}$  и на двете длабочини изнесува:  $(38 \pm 3) \text{ Bq kg}^{-1}$ . Понатаму, пресметаните аритметички средни вредности за  $^{232}\text{Th}$  за длабина (0 - 20) cm изнесуваше:  $(38 \pm 2) \text{ Bq kg}^{-1}$  а за длабочината (20 - 100) cm е незначајно повисока и изнесуваше:  $(40 \pm 2) \text{ Bq kg}^{-1}$ . Слично како и со  $^{232}\text{Th}$ , не се најде значајна разлика помеѓу аритметичките средни вредности за специфичните активности на  $^{40}\text{K}$ , кои за соодветните длабочини последователно изнесуваат:  $(585 \pm 33) \text{ Bq kg}^{-1}$  и  $(608 \pm 36) \text{ Bq kg}^{-1}$ .

Табела 4-24 Аритметички средни вредности од мерењата во Скопје и Прилеп

	Прилеп	Скопје	Средна вредност
$C (^{222}\text{Rn}) \text{ kBq m}^{-3}$			
почвен гас	$11,3 \pm 6,2$	$21,8 \pm 10,2$	$15,9 \pm 5,6$
$C (^{220}\text{Rn}) \text{ kBq m}^{-3}$			
почвен гас	$2,9 \pm 1,0$	$8,4 \pm 5,2$	$5,3 \pm 2,3$
$A_m (^{226}\text{Ra}) \text{ Bq kg}^{-1}$			
почва(0 - 100) cm	$48,5 \pm 5$	$26 \pm 6$	$38 \pm 12$
$A_m (^{232}\text{Th}) \text{ Bq kg}^{-1}$			
почва (0 - 100) cm	$46 \pm 5$	$30 \pm 4$	$38 \pm 10$
$C (^{222}\text{Ra}) \text{ Bq m}^{-3}$			
проценета годишна во затворен простор	$145 \pm 164$	$166 \pm 111$	$154 \pm 139$

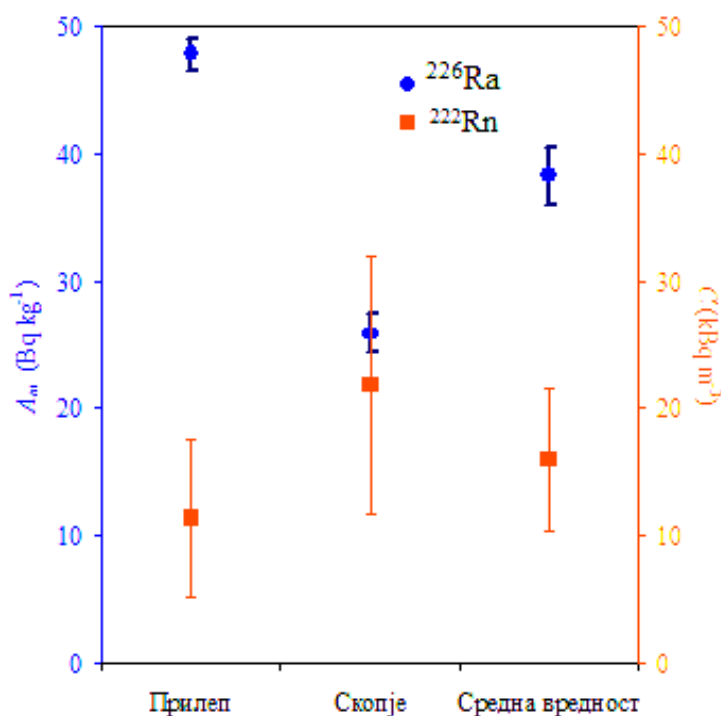
На слика 4-50 се претставени средните вредности на специфичната активност на радиумот  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{232}\text{Th}$  (од двете длабочини заедно). Според досегашните сознанија што беа добиени од

анализата на специфичните активности на радионуклидите во почвите во РМ, се очекуваше вредностите во Прилеп да бидат повисоки, па уште еднаш очекувањата се потврдија.



Слика 4-50 Средни концентрации на  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{232}\text{Th}$  во почвите

Понатаму беше, исто така направена и регресиона анализа на концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  и  $^{220}\text{Rn}$  во почвениот гас и концентрациите на радионуклидите во почвите земени од истите локации. Од непараметриската линеарна регресиона анализа не се покажа статистички значајна разлика помеѓу концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  во почвениот гас и специфичната активност на радиум  $^{226}\text{Ra}$  во почвата ( $p = 0,805$ ).



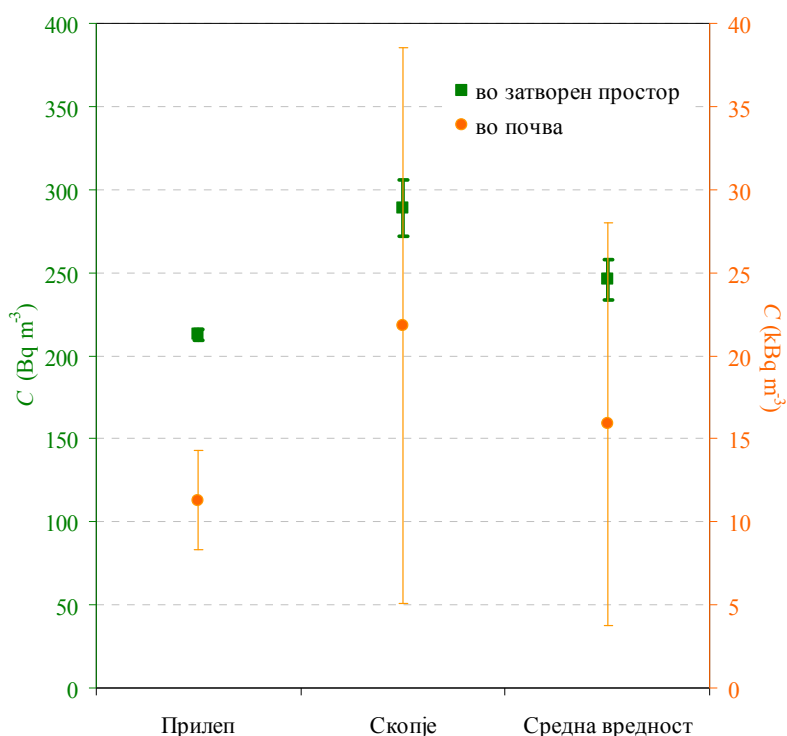
Слика 4-51 Средни измерени концентрации на  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{222}\text{Rn}$  во почвите

Кога резултатите се анализираа одделно за Скопје и Прилеп се покажа статистички значајна корелација помеѓу концентрацијата на радиумот  $^{226}\text{Ra}$  во почва и концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  во почвениот гас во Скопје  $R = 0,786$  ( $p = 0,048$ ), (слика 4-51). Корелацијата помеѓу концентрацијата на  $^{220}\text{Rn}$  во почвениот гас и специфичната активност на  $^{232}\text{Th}$  во почвата беше статистички не значајна.

Понатаму, беше направена и регресиона анализа на концентрациите на  $^{222}\text{Rn}$  во почвениот гас и проценетите годишни концентрации на  $^{222}\text{Rn}$  од живеалиштата (слика 4-52). Корелацијата не се покажа статистички значајна ( $p = 0,78$ ).

Поради малиот број на индивидуални мерења (мал број мерни вредности и недоволно репрезентативен статистички примерок) постоењето на корелациите не треба да се исклучи.

Но секако доколку би се направило едно посистематско истражување на концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  во почвениот гас, би можеле да се добијат уште многу полезни податоци и заклучоци за динамиката на  $^{222}\text{Rn}$  и  $^{220}\text{Rn}$  во почвениот гас и во затворен простор.



Слика 4-52 Споредба на концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  во почвениот гас и во затворен простор

Мерењето на концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  и  $^{220}\text{Rn}$  во почвениот гас е доста актуелна област на истражување. Истражувањата се насочени кон можноста на предвидување на високи концентрации на  $^{222}\text{Rn}$  и  $^{220}\text{Rn}$  во затворено пред да се изгради објектот. Од лична комуникација со д-р Јања Ваупотич од Институтот Jozef Stefan во Љубљана имам

информација дека изготвуваат мапа на концентрациите на  $^{222}\text{Rn}$  во почвениот гас. Имаат направено мерења на 120 локации во Словенија и вредностите за концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  во почвениот гас се главно до  $50 \text{ kBq m}^{-3}$ , а на некој места имаат измерено и концентрации повисоки од  $200 \text{ kBq m}^{-3}$ . За споредба, исто така беа земени резултатите од мерењата од концентрациите од почвениот  $^{222}\text{Rn}$ , направени во Нишка Бања [112]. Таму, на пример, концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  во почвениот гас беа во интервалот од  $64 \text{ kBq m}^{-3}$  до  $2000 \text{ kBq m}^{-3}$  и наведените резултати добро кореспондирале со специфичната активност на  $^{226}\text{Ra}$  во почвите од истите мерни места, од каде што вредностите биле во интервалот од 45 до  $1150 \text{ Bq kg}^{-1}$ . Аналогно на тие резултати, исто така било најдено дека измерените вредности на концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  во затворен простор достигнувале вредности и до  $5780 \text{ Bq m}^{-3}$  Николиќ и останатите во близина на Обреновац ги мереле концентрациите од  $^{222}\text{Rn}$  и  $^{220}\text{Rn}$  во почвениот гас. Добиените средни вредности за концентрациите на  $^{222}\text{Rn}$  и  $^{220}\text{Rn}$  во почвениот гас изнесувале  $6,6 \text{ kBq m}^{-3}$  и  $1,6 \text{ kBq m}^{-3}$ , соодветно [113].

## 5 ЗАКЛУЧОК

### РАДИАКТИВНОСТ ВО ПОЧВИТЕ

Од обработката и анализата на 213 примероци од почва, земени од длабочина 0 - 20cm на целата територија од РМ произлегоа следните заклучоци:

Како последица од широкиот спектар на литолошки компоненти од истражуваната територија, резултатите се растураа во широк интервал на специфични активности на радионуклидите. Само резултатите за специфичната активност на  $^{40}\text{K}$  имаат нормална распределба, додека сите останати ја следат log нормалната распределба. Од статистичката анализа беа проценети аритметичките средни вредности ( $\text{AC} \pm \text{CD}$ ) на специфичните активности на природните радионуклиди во почвите:

$$585 \pm 192 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ за } ^{40}\text{K},$$

$$41 \pm 18 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ за } ^{226}\text{Ra},$$

$$41 \pm 17 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ за } ^{238}\text{U},$$

$$41 \pm 18 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ за } ^{232}\text{Th},$$

$$1,89 \pm 0,78 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ за } ^{235}\text{U}.$$

Аритметичките средни вредности за  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$  се нешто повисоки од светските средни вредности: 35, 30 и 400 Bq/kg.  $^{137}\text{Cs}$ , е идентификуван во сите примероци и добиените вредности се во интервалот од 0,23 до 178 Bq kg<sup>-1</sup>. За елементните масени концентрации на K, U, Th, аритметичките средни вредности ( $\pm$  стандардната девијација) од сите примероци се  $(1,87 \pm 0,61) \%$ ;  $(3,36 \pm 1,38) \text{ ppm}$ ;  $(10,16 \pm 4,44) \text{ ppm}$  за K, U, Th соодветно.

Од анализата беше утврдена силната корелација помеѓу специфичните активности на природните радионуклиди. Од ANOVA анализа на варијансата и параметрискиот LSD тест се покажа дека постои статистички значајна разлика на специфичните активности на радионуклидите во различните статистички региони и геотектонски зони.

Статистичката обработка покажа дека елементните масени концентрации на K во Скопскиот регион се статистички значајно најниски  $(1,4 \pm 0,4) \%$  во однос на останатите региони. Во регионот Пелагонија, пак, се покажа највисоката средна вредност на eU  $(4,4 \pm 1,5) \text{ ppm}$ . Овој резултат беше очекуван бидејќи почвите од овој регион се од вулканско потекло и се богати

со минерали на ураниум. Слична е состојбата и со резултатите за елементните масени концентрации на ториумот. Највисоката вредност од  $(13,5 \pm 5,3)$  ppm е најдена за регионот на Пелагонија а пониски вредности  $(7,3 \pm 1,8)$  ppm и  $(7,9 \pm 2,3)$  ppm беа најдени за Скопскиот и Полошкиот регион, соодветно.

Повисоките вредности на  $^{137}\text{Cs}$  беа најдени за Југозападниот и Полошкиот регион што може да се поврзат со поголемото количество врнежи на годишно ниво во овој регион во однос на Источна Македонија.

Брз основа на резултатите за специфичните активности на радионуклидите беше направена процена за изложеноста на населението во Македонија од терестријално зрачење. Проценетата годишна ефективна доза која ја прима населението од терестријално зрачење на отворен простор изнесува:

$$(98 \pm 32) \mu\text{Sv y}^{-1} \text{ или } (93*/1,4) \mu\text{Sv y}^{-1}$$

каде што  $83 \pm 29 \mu\text{Sv y}^{-1}$  или  $(79*/1,4) \mu\text{Sv y}^{-1}$  е ефективната годишна доза која потекнува од природните радионуклиди а  $(14 \pm 11) \mu\text{Sv y}^{-1}$  или  $(10*/2,6) \mu\text{Sv y}^{-1}$  се должи на присуството на  $^{137}\text{Cs}$  во почвите (последица на хаваријата на Чернобил и нуклеарните проби) .

## РАДИОАКТИВНОСТ ВО ЦЕМЕНТИТЕ

Од обработката и анализата на 218-те примероци од цемента и суровини за цемента, земени во период од 2005 до 2008 година од фабриката за цемент Скопје, произлегоа следните заклучоци:

Во испитуваните суровини најниска средна специфична активност на  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$  беше најдена во гипсот  $(5,9 \pm 1,1) \text{Bq kg}^{-1}$ ,  $(1,44 \pm 0,44) \text{Bq kg}^{-1}$  и  $(11 \pm 5,2) \text{Bq kg}^{-1}$ , соодветно. Од друга страна највисоката средна вредност за  $^{226}\text{Ra}$   $(140 \pm 89) \text{Bq kg}^{-1}$  беше најдена во примероците: пепел I (од РЕК Битола). Соодветно, највисоката вредност за специфичната активност на  $^{232}\text{Th}$   $(171 \pm 48) \text{Bq kg}^{-1}$  и  $^{40}\text{K}$   $(786 \pm 134) \text{Bq kg}^{-1}$  е најдена во пуцоланот II (со потекло од Чешиново) и пепел II (од РЕК Осломеј) примероците, соодветно.

Средните активности на анализираните примероци од цемента се:

$$(42 \pm 10) \text{Bq kg}^{-1} \text{ за } ^{226}\text{Ra}$$

$$(28 \pm 6) \text{Bq kg}^{-1} \text{ за } ^{232}\text{Th},$$

$$(264 \pm 50) \text{Bq kg}^{-1} \text{ за } ^{40}\text{K},$$

и се пониски од средните специфични активности на светско ниво  $(50, 50, 500 \text{Bq kg}^{-1})$  за  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$  соодветно).

Аритметичката средна вредност на  $Ra_{eq}$  за испитуваните цементи ( $111 \pm 22$ )  $Bq\ kg^{-1}$  е под граница од  $370\ Bq\ kg^{-1}$ , препорачана од страна на UNSCEAR. Аналогно на тоа и екстерниот и интерниот ризик  $I_\gamma$  (0,37) и  $I_\alpha$  (0,21) за цементите се под границата за безбедното користење. Врз основ на добиените резултати и сценариото пропишано од Европската комисија, беше направена процена на изложеноста на населението во објекти во кои се искористени овие цементи како градежен материјал. Проценетата средната годишна ефективна доза изнесува:

$$(200 \pm 89)\ \mu Sv\ y^{-1}.$$

## КОНЦЕНТРАЦИЈА НА $^{222}Rn$ ВО ЗАТВОРЕН ПРОСТОР

Од мерењата на концентрацијата на радон  $^{222}Rn$  во вкупно 437 живеалишта, произлегоа следните заклучоци:

Проценетите средни годишни концентрации за  $^{222}Rn$  на ниво на цела држава се во интервалот ( $18 - 720$ )  $Bq\ m^{-3}$ . Анализата покажа дека 90,4% од вредностите се пониски од границата од  $200\ Bq\ m^{-3}$ , што е во согласност националната легислатива за нови објекти, а само 1,8% од објектите ја надминуваат границата од  $400\ Bq\ m^{-3}$  за веќе изградените објекти.

Од резултатите, аритметичка средна вредност (AM) и стандардната девијација (СД) на проценетата средна годишна концентрација на  $^{222}Rn$  е:

$$(105 \pm 84)\ Bq\ m^{-3}\ \text{или}\ (84 * / 1,86)\ Bq\ m^{-3}$$

Анализите покажаа дека распределбата на резултатите на средните годишни вредности за концентрацијата на  $^{222}Rn$  е log-нормална.

Од ANOVA анализата на варијансата произлезе дека постои регионална зависност на проценетите годишни концентрации на  $^{222}Rn$ . Концентрацијата на  $^{222}Rn$  во Источниот, Југоисточниот регион и Пелагонија е статистички значајно, повисока во однос на концентрациите во Вардарскиот и Полошкиот регион ( $p < 0,05$ ). Од групирањето на резултатите по геотектонските зони произлезе дека значајна разлика постои само помеѓу концентрациите на  $^{222}Rn$  во Пелагонискиот масив и Западната зона (LSD,  $p = 0,031$ ). Највисоките концентрации во Пелагонија односно во Пелагонискиот масив можат да се поврзат со вулканското потекло на почвите и присуството на повисоките концентрации на  $^{226}Ra$  во површинските почви во однос на другите региони. Непостоењето на врската помеѓу специфичната активност на радионуклидот радиум -  $^{226}Ra$  во површинските почви со концентрацијата на  $^{222}Rn$  во затворен простор се покажа во Скопскиот регион. Ова може да се објасни со тоа што Скопје лежи на високо порозно тло, формирано на пресеците на длабоко поставените магматски структури од правците Северозапад - Југоисток и Исток – Запад. Оттука е можноста за поврзаноста на повисоките концентрации  $^{222}Rn$  со

сеизмичноста ( $^{222}\text{Rn}$  успева да подре низ порозните слоеви до површината од поголеми длабочини).

Од ANOVA анализата на варијанса беше најдено, дека постои сезонска зависност на концентрациите на  $^{222}\text{Rn}$ . Геометриските средни вредности на  $^{222}\text{Rn}$  измерени во зима, пролет, лето и есен беа: (115 \*/ 2,02)  $\text{Bq m}^{-3}$ , (72 \*/ 1,97)  $\text{Bq m}^{-3}$ , (46 \*/ 1,95)  $\text{Bq m}^{-3}$  и (92 \*/ 2,02)  $\text{Bq m}^{-3}$ , соодветно. Највисокиот коефициент на корелација - Pearson ( $R^2 = 0,95$ ) беше најден за корелацијата помеѓу измерените вредности на концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  во зимскиот период и средна годишна концентрација. И затоа во иднина, проценката на годишната концентрација на  $^{222}\text{Rn}$  најдобро е да се прави врз основ на мерењата во зима. Односите пролет/зима и лето/зима не покажаа регионална зависност. Односот зима/есен покажа статистички значајно регионално групирање.

Истражувањето на влијанието на факторите кои се однесуваат на карактеристиките на градбата (старост на објектот, типот на собата, нивото/катот, постоење или непостоење на подрум, градежни материјали и тип на прозори, врз концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  во различните сезони, покажа дека следните фактори покажаа својство на групирање ( $p < 0,05$ ): нивото/катот, постоењето на подрум и видот на градежните материјали. Се покажа дека концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  е статистички значајно повисока во становите на приземјето во однос на становите на прв кат. Истовремено беше установено дека концентрациите на  $^{222}\text{Rn}$  помеѓу првиот и вториот кат се статистички незначајни. Концентрациите на  $^{222}\text{Rn}$  што беа измерени во градбите без подрум се статистички значајно повисоки отколку оние со подрум. Понатаму, се покажа дека градбите кои се делумно или целосно изградени од камен покажуваат статистички повисока концентрација на  $^{222}\text{Rn}$  отколку оние направени од цигли или бетон или, пак, од комбинација на двата градежни материјали.

Можноста дека и другите фактори влијаат на концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  не треба да биде исклучена. Анализата покажа дека некои од факторите се статистички значајни а ограничениот број на мерени објекти оневозможи факторите да се одделат во натамошни подгрупи.

Во секој случај сознанијата од резултатите на истражувањата укажуваат на тоа дека концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  и неговата динамика зависат од повеќе фактори поврзани со типот на објектот климата и секако, животните навики. Моделирање беше направено со цел за понатамошна примена на сезонските корективни фактори за да се овозможи поквалитетна проценка на изложеноста на населението и поточна проценка на годишната средна концентрација на  $^{222}\text{Rn}$ . Сепак, самите проценки мора да се прават внимателно, земајќи ги предвид сите фактори кои се покажаа како статистички значајни во ова истражување.

Проценетата годишна ефективна доза која ја прима населението од  $^{222}\text{Rn}$  во затворен простор е :

$$(2,6 \pm 2,1) \text{ mSv y}^{-1} \text{ или } (2,1 * / 1,9) \text{ mSv y}^{-1}$$

Вредностите се повисоки од средната вредност на светско ниво ( $1,15 \text{ mSv y}^{-1}$ ), презентирана во UNSCEAR 2000 извештајот, но е слична со дозите од на  $^{222}\text{Rn}$  што ги прима населението во другите Европски земји.

### **КОНЦЕНТРАЦИЈА НА $^{220}\text{Rn}$ ВО ЗАТВОРЕН ПРОСТОР**

Од мерењата на концентрацијата на радон  $^{220}\text{Rn}$  што беа спроведени во 300 живеалишта, произлегоа следните заклучоци:

Процентите средни годишни концентрации на  $^{220}\text{Rn}$  на ниво на цела држава се во интервалот :  $(2 - 344) \text{ Bq m}^{-3}$  и покажуваат log-нормална распределба. Притоа, во 6 живеалишта, проценетата средна годишна концентрација беше во интервалот од  $200 \text{ Bq m}^{-3}$  до  $350 \text{ Bq m}^{-3}$ . Пресметките на аритметичката средна (AC) и геометриската средна (ГС) вредност на измерените концентрации за  $^{220}\text{Rn}$  во сите региони ги дадоа вредностите

$$(41 \pm 48) \text{ Bq m}^{-3} \text{ и } (27 * / 2,4) \text{ Bq m}^{-3}.$$

Од ANOVA анализата на варијансата беше најдено дека постојат сезонски варијации кои не се толку изразени, како што беше случајот со концентрациите на  $^{222}\text{Rn}$ . Највисоката концентрација беше најдена за зимскиот период а најниската за летниот, додека, пак, помеѓу вредностите за пролет и есен разликите не беа толку изразени.

Од ANOVA анализата на варијансата беше најдено дека постојат регионални разлики во проценетите на годишните концентрации на  $^{220}\text{Rn}$ . Статистички значајно повисоки концентрации беа проценети за Североисточниот регион и регионот на Пелагонија во однос на останатите региони. Во регионот Пелагонија и елементните масени концентрации на ториумот Th беа повисоки во однос на другите региони, па затоа и ваквите резултати беа и очекувани. Повисоките концентрации на  $^{220}\text{Rn}$  во Североисточниот регион исто така се поврзани со присуството на гранитни батолити во Српско македонскиот масив. Покрај регионалните разлики, беше испитувана и зависноста на концентрациите на  $^{220}\text{Rn}$  од градежните карактеристики на објектот. Резултатите од ANOVA покажаа статистички значајна разлика постои помеѓу резултатите за концентрациите на  $^{220}\text{Rn}$  измерени во објекти со и без подрум. Разликите помеѓу првиот и вториот кат беа незначајни. Статистички значајна разлика беше забележа кај објектите во зависност од типот на греење. Во објектите каде што има централно греење беа измерени пониски концентрации во однос на објектите каде што се грееат со огрев. Исто како и кај  $^{222}\text{Rn}$ , влијанието на останатите фактори кои што

се однесуваат на карактеристиките на објектот а се покажаа како статистички не значајни, не треба да бидат исклучени поради недоволниот број на мерења по различните групи во оваа студија. Од резултатите исто така беше забележано дека разликата помеѓу концентрациите на  $^{220}\text{Rn}$  во објектите направени од различни градежни материјали. Повисоки концентрации на  $^{220}\text{Rn}$  беа најдени кај објектите изградени од бетон или камен во однос на оние објекти изградени од цигла или дрво. Резултатите од концентрациите на  $^{222}\text{Rn}$  и  $^{220}\text{Rn}$  покажуваат позитивна корелација со коефициент  $R = 0,123$ .

### **КОНЦЕНТРАЦИИ НА $^{222}\text{Rn}$ И $^{220}\text{Rn}$ ВО ПОЧВЕНИОТ ГАС**

Од мерењата на концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  во почвениот гас (на длабочина од 1 m), на 16 локации во Прилеп и Скопје, произлегоа следните заклучоци:

Аритметичките средни вредности за концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  во почвениот гас беа:

$$(11,3 \pm 6,2) \text{ kBq m}^{-3} \text{ во Прилеп,}$$

$$(21,8 \pm 10,2) \text{ kBq m}^{-3} \text{ во Скопје}$$

Концентрациите на  $^{220}\text{Rn}$  беа очекувано пониски и нивните пресметани аритметички средни вредности беа:

$$(2,9 \pm 1) \text{ kBq m}^{-3} \text{ во Прилеп,}$$

$$(8,4 \pm 5,2) \text{ kBq m}^{-3} \text{ во Скопје.}$$

Од непараметриската линеарно регресиона анализа на концентрациите на  $^{222}\text{Rn}$  и  $^{220}\text{Rn}$  во почвениот гас се покажа статистички значајна позитивна корелација со коефициент на корелација (Spearman)  $R = 0,803$  ( $p = 0,0003$ ). Не се покажа статистички значајна разлика помеѓу концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  во почвениот гас и концентрацијата на радиум  $^{226}\text{Ra}$  во почвата ( $p = 0,805$ ). Кога резултатите се анализираа одделно за Скопје и Прилеп се покажа статистички значајна корелација помеѓу концентрацијата на радиумот  $^{226}\text{Ra}$  во почва и концентрацијата на  $^{222}\text{Rn}$  во почвениот гас во Скопје  $R = 0,786$  ( $p = 0,048$ ). Корелацијата помеѓу концентрацијата на  $^{220}\text{Rn}$  во почвениот гас и специфичната активност на  $^{232}\text{Th}$  во почвата беше статистички не значајна. Концентрациите на радонот  $^{222}\text{Rn}$  во почвениот гас и проценетите годишни концентрации на радонот  $^{222}\text{Rn}$  од живеалиштата не се покажа статистички значајна разлика ( $p = 0,78$ ).

## 6 ЛИТЕРАТУРА

- [1] UNSCEAR, 1993. Sources and effects of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effect of Atomic Radiation, United Nations.
- [2] UNSCEAR, 2000. Sources and effects of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effect of Atomic Radiation, United Nations.
- [3] UNSCEAR, 1988. Sources and effects of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effect of Atomic Radiation, United Nations.
- [4] Димовска, С., 2007. Дистрибуција на некои природни и вештачки радионуклиди во почвата од Велес и неговата околина. Специјалистичка работа, ПМФ, Скопје.
- [5] Димовска, С., 2010. Радиоактивност на почвите од Кавадарци и неговата околина. Магистерска работа, ПМФ, Скопје.
- [6] Ановски, Т., 1998. Радон во животната и работна средина. Проект број 40096895. (УДК 621.039) Скопје.
- [7] Gersanovski, D., Gersanovska, V., Nikolovska, L., 2000. Determination of natural radio-activity in building materials used in the south - eastern area of Macedonia by  $\gamma$ -ray spectrometry, *Physica Mecedonica*, 50, 103-108.
- [8] Коневска С., Гершановски, Д., 1998. Нуклеарна физика. Универзитет „Св. Кирил и Методиј“. Скопје.
- [9] Андоновска, Н., 2001. Вовед во атомската и нуклеарната физика. Универзитет „Св. Кирил и Методиј“. Скопје.
- [10] Манжуков, И., 2005. Експериментална ядрена физика (записки към курса). Софийски Универзитет, Физически факултет, Катедра Атомна физика.
- [11] Андоновска, Н., 2003. Радијациона физика. Универзитет „Св. Кирил и Методиј“. Скопје.
- [12] Aničin, I., Bek-Uzarov, Đ., Bojović, P., Draganić, I., Draganić, Z., Jovanović, O., Krmpotić, Đ., Martinović, J., Mladenović, M., Vojinović, M., 1981. Radioaktivni izotopi i zračenja I. Univerzitet u Beogradu, Institut za nuklearne nauke „Boris Kidrič“, Vinča.
- [13] Манушев, Б., 2001. Практическа метрологија на ядрените лъчения. Тита Консулт ООД, Софија.
- [14] Василев, Г., 2002. Основи на радиационната заштита. Тита Консулт, Софија.
- [15] IAEA, Safety Series 115, 1996. International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources. IAEA, Vienna.
- [16] UNSCEAR, 2006: Sources and effects of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effect of Atomic Radiation United Nations, New York.

- [17] WHO, 2009. WHO handbook on indoor radon- a public health perspective. World Health Organization, Geneva.
- [18] Yuji, O., 2004. Text book for Training Course in Environmental Radioactivity Analysis and Measurement. JCAC, Tokyo, Japan.
- [19] Eisenbud, M., 1987. Environmental Radioactivity. Academic Press, INC, Orlando, Florida.
- [20] Semkov, T. M., 1990. Recoil-emanation theory applied to radon release from mineral grains. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 54, 425-440.
- [21] Duenas, C., Fernandez, M.C., Carretero, J., Liger, E., Perez, M., 1997. Release of  $^{222}\text{Rn}$  from some soils. *Ann. Geophysicae*, 15, 124-133.
- [22] Sasaki, T., Gunji, Y., Okuda, T., 2004. Demonstration of a method to suppress radon emanation from uranium bearing wastes. *Nuclear Science and Technology*, 41, 843-849.
- [23] Bochicchio, F., Campos-Venuti, G., Piermattei, S., Nuccetelli, C., Risica, S., Tommasino, L., Torri G., Magnoni, M., Agnesod, G., Sgorbati, G., Bonomi, M., Minach, L., Trotti, F., Malisan, M.R., Maggiolo, S., Gaidolfi, L., Giannardi, C., Rongoni, A., Lombardi, M., Cherubini, G., D'Ostilio, S., Cristofaro, C., Pugliese, M., Martucci, V., Crispino, A., Cuzzocrea, P., Sansone Santamaria, A., Cappai, M., 2005. Annual average and seasonal variations of residential radon concentration for all the Italian Regions. *Radiation Measurements* 40, 686 – 694.
- [24] Groves-Kirkby C.J., Denman A.R., Phillips P.S.A., 2009. Lorenz Curve and Gini Coefficient: Novel tools for analysing seasonal variation of environmental radon gas. *Journal of Environmental Management* 90 (8), 2480 – 2487.
- [25] NCRP Report 109, 1989. Control of Radon in Houses. National Council on Radiation Protection and Measurements.
- [26] Debertin K., Helmer R.G., 1988. Gamma and X-ray spectrometry with Semiconductor Detectors. Elsevier Science Publishers, Amsterdam.
- [27] Gilmore, G., Hemingway, J.D., 1996, Practical Gamma-Ray Spectrometry. John Wiley and Sons, Chichester, New York, Toronto, Singapore.
- [28] IEC 1452, 1995. Nuclear Instrumentation- measurement of gamma ray emission rates of radionuclides- calibration and use of germanium spectrometers.
- [29] Knoll, G.F., Radiation Detection and Measurement. John Wiley and Sons, New York, Chichester Brisbane , Toronto.
- [30] Бошкова, Т., 2006. Граници на детектиране и минимална детектируема активност. Годишник на СУ „Свети Климент Охридски” – София.
- [31] ISO 11929-3, 2000. Determination of the detection limit and decision threshold for ionizing radiation measurements. Fundamentals and application to counting.
- [32] Currie, L.A., 1968. Limits for Quantitative Determination, *Analytical Chemistry* 3, 586-693.
- [33] Genie 2000 Operations Manual, 2002. Canberra Pacard.

- [34] ISO 18589-3, 2007. Measurement of radioactivity in the environment-Soil-Measurement of gamma-emitting radionuclides.
- [35] IAEA-TECDOC-1401, 2004. Quantifying uncertainty in nuclear analytical measurements. IAEA.
- [36] EURASHEM/CITAC Guide CG 4, 2000. Quantifying Uncertainty in Analytical Measurement.
- [37] Стојановска, З., 2007. Проценка на буџетот на неопределености при гама спектрометриска анализа на проби од животна средина. Зборника на трудови од Првата национална конференција за медицинска физика 1, 91-99, Скопје.
- [38] Durani, S., Bull, R.K., 1987. Solid State Nuclear Track Detection: Principles and Applications. Pergamon Press, Oxford.
- [39] Radosys, 2008. Radosys Users Manual. Radisys, Budapest.
- [40] Tokonami, S., Takahashi, H., Kobayashi, Y., Zhuo, W., Hulber, E., 2005. Up-to-date radon-thoron discriminative detector for a large scale survey. Review Science Instrumentation 76, 3505-3509.
- [41] Zhuo, W., Tokonami, S., Yonehara, H., Yamada, Y., 2002. A newly designed alpha-track detector for discriminatively determining radon and thoron concentrations. NIRS in Review of Scientific Instruments, 73(8), 2877-2881.
- [42] SARAD, 2008. Operational manual. Sarad, Dresden.
- [43] Државен завод за статистика, 2009. Македонија во бројки 2009. Државен завод за статистика на РМ.
- [44] Petz, B., 1997. Osnovne statističke metode za nematematičare VI izdanje. Udžbenici sveučilišta u Zagrebu, Naklada Sklap, Jastrebarsko.
- [45] IAEA-TECDOC-1363, 2003. Guidelines for radioelement mapping using gamma ray spectrometry data. IAEA.
- [46] Dragovic, S., Onjia, A., 2006. Classification of soil samples according to geographic origin using gamma-ray spectrometry and pattern recognition methods. Applied Radiation and isotopes 65, 218-224.
- [47] Brai, M., Bellia, S., Hauser, S., Puccioc, P., Rizzo, S., Basile, S., Marrale., M., 2006. Correlation of radioactivity measurements, air kerma rates and geological features of Sicily Radiation Measurements 41, 461-470.
- [48] V. Nageswara Raom.; S.Bhati, R. Seshu; R.Reddya, 1996. Natural radioactivity in soil and radiation levels of Rajasthan. Radiation protection dosimetry 63, 207-216.
- [49] D. Telfair, R. Garrison, and C.Smith, 1960. Natural Radioactivity of Miami Soils. Science 131, 727 – 728 .
- [50] Florou, H., Trabidou, G., Nicolaou, G., 2006. An assessment of the external radiological impact in areas of Greece with elevated natural radioactivity. Journal of Environmental Radioactivity 93, 74-83.

- [51] Al-Hamarneh, I., Wreikat, A., Toukan, K., 2003. Radioactivity concentrations of  $^{40}\text{K}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{238}\text{Pu}$  and  $^{239 + 240}\text{Pu}$  radionuclides in Jordanian soil samples. *Journal of Environmental Radioactivity* 67, 53-67.
- [52] Ereeş, F., S., Aközcan, S., Parlakand, Y., Çam, S., 2005. Assessment of dose rates around Manisa (Turkey). *Radiation Measurements* 41, 598-601.
- [53] Farai, I.P., Obed, R.I., Jibiri, N.N., 2006. Soil radioactivity and incidence of cancer in Nigeria. *Journal of Environmental Radioactivity* 90, 29-36.
- [54] Degerlier, M., Karahan, G., Ozger, G., 2007. Radioactivity concentrations and dose assessment for soil samples around Adana, Turkey. *Journal of Environmental Radioactivity* 99, 1018-1025.
- [55] Bikit, J., Slivka, J., Conkic, Lj., M. Krmar, M. Veskovic, Zikic -Todorovic, N., Varga, E., Curcic, S., and Mrdja, D., 2004. Radioactivity of the soil in Vojvodina (Northern province of Serbia and Montenegro). *Journal of Environmental Radioactivity* 78, 11-19.
- [56] Janković, M., Todorović, D., Savanović, M., 2008. Radioactivity measurements in soil samples collected in the Republic of Srpska. *Radiation Measurements* 43, 1448-1452.
- [57] Al-Jundi, J., 2002. Population doses from terrestrial gamma exposure in areas near to old phosphate mine, Russaifa, Jordan. *Radiation Meas.* 35, 23-28.
- [58] Ristova, M., Yuttenhove J., Tanusevski, A., 2001. Depth-profiling of soil to prove uranium contamination. *Physica Macedonica* 51, 7-12.
- [59] ISO 18589-2, 2007. Measurement of radioactivity in the environment-Soil-Guidance for the selection of the sampling strategy, sampling and pre-treatment of samples.
- [60] Zikov, M., 1995. Клима и климатска регионализација во Република македонија, Географски разгледи, книга 30, Сојуз на географските здруженија на Република Македонија, Скопје.
- [61] Righi, S., Betti, M., Bruzzi, L., Mazzotti, G., 2000. Monitoring of natural radioactivity in working places. *Microshem. J.* 67, 119-126.
- [62] Sverker, E., Eriksson, E., 1983. Uranium, thorium and radium in soil and crops. *STUDSVIK/NW-82/319*.
- [63] Al-Hamarneh F.Ibrahim, Awadallah I. Mohammad. 2009. Soil radioactivity levels and radiation hazard assessment in the highlands of northern Jordan. *Radiation Measurements* 44, 102-110.
- [64] Anagnostakis, M.J., Simopolous, S. E., 1996. An experimental/numerical method for the efficiency calibration of low-energy germanium detectors. *Environment International* 22(1), S93-S99.
- [65] Myrick, T.E., Berven, B.A., Haywood, F.F., 1983. Determination of concentrations of selected radionuclides in surface soil in US. *Health Physic* 45(3), 631-642.

- [66] Tzortzis, M., Tsertos, H., Christofides, S., Christodoulides, G., 2003. Gamma ray measurement of naturally occurring radioactive samples from Cyprus characteristic geological rocks. *Radiation measurements* 37, 221-229.
- [67] Dragovic, S., Jankovic, Lj., Onjia, A., Bacic, G., 2006. Distribution of primordial radionuclides in surface soils from Serbia and Montenegro. *Radiation Measurements* 41, 611-616.
- [68] Chiozzi, P., Pasquale, V., Verdoya, M., 2002. Naturally occurring radioactivity at the Alps-Appenines transition. *Radiation measurements*, 35, 147-154.
- [69] Celik, N., Cevik, U., Celik A., Kucukomeroglu B., 2008. Determination of indoor radon and soil radioactivity levels in Giresun, Turkey. *Journal of Environmental Radioactivity* 99(8), 1349-1354.
- [70] Stojanovska, Z., Nedelkovski, D., 2008. Initial investigation of the natural radioactivity in the soil in some locations in Macedonia from radiation protection point of view. *Physica Macedonica*, 58, 67-74.
- [71] Dragovic, S., Jankovic, Lj., Mandic, M., Momcilovic, Onjia, A., 2007. Population doses from terrestrial gamma exposure in Serbia *Arch Oncol* 15, 78-80.
- [72] Dragović S., Janković, Lj., Onjia, A., 2006. Assessment of gamma dose rates from terrestrial exposure in Serbia and Montenegro. *Radiation Protection Dosimetry* 121, 297-302
- [73] EC (European Commission), 1999. Radiation protection 122-radiological protection principles concerning the natural radioactivity of building materials. Directorate -General Environment, Nuclear Safety and Civil Protection.
- [74] Markkanen, M., 1995. Radiation Dose Assessments for Materials with Elevated Natural Radioactivity. Report STUK-B-STO 32, Radiation and Nuclear Safety Authority-STUK.
- [75] Somlai, J., Jobbágy, V., Kovács, J., Tarján, S., Kovács, T., 2008 Radiological aspects of the usability of red mud as building material additive. *Journal of Hazardous Materials* 150, 541-545.
- [76] Turhan, Ş., 2007. Assessment of the natural radioactivity and radiological hazards in Turkish cement and its raw materials. *Journal of Environmental Radioactivity* 99, 404-414.
- [77] Petropoulos, N.P., Anagnostakis, M.J., Simopoulos, S.E., 2002. Photon attenuation, natural radioactivity content and radon exhalation rate of building materials. *Journal of Environmental Radioactivity* 61, 257-269.
- [78] UNSCEAR, 1982. Ionizing radiation sources and biological effect. United Nations Scientific Committee on the Effect of Atomic Radiation, United Nations, New York.
- [79] Stojanovska, Z., Nedelkovski, D., Ristova, M., 2010. Natural radioactivity and human exposure by raw materials and end product from cement industry used as building materials. *Radiation Measurements* 45, 969-972.
- [80] Papastefanou, C., Stoulos, S., Manolopoulou, M., 2005. The radioactivity of building materials. *Journal Radioanalytical Nuclear Chemistry* 266 (3), 367-372.

- [81] Rizzo, S., Brai, M., Basile, S., Bellia, S., Hauser, S., 2001. Gamma activity and geochemical features of building materials: estimation of gamma dose rate and indoor radon levels in Sicily. *Applied Radiation and Isotopes* 55, 259-265.
- [82] Beretka, I., Mathev, P.I., 1985. Natural radioactivity of building materials waste and by-products, *Health Physic* 48, 87-95.
- [83] Kovler, K., Perevalov, A., Steiner, V., Metzger, L.A., 2005. Radon exhalation of cementitious materials made with coal fly ash: Part 1- scientific background and testing of the cement and fly ash emanation. *Journal of Environmental Radioactivity* 82, 321-334.
- [84] EC (European Commission), 1990. Commission recommendation 90/143/Euraatom of 21 February on the protection of the public against indoor exposure to radon. *Official Journal L-80 of 27/03/90*. European Commission, Brussels.
- [85] Правилник за граници на изложеност на јонизирачкото зрачење и усовите на изложеност во посебни случаи и во воени настани. Службен весник на РМ, бр. 29, од 01.03.2010.
- [86] Righi, S., Bruzzi, L., 2006. Natural radioactivity and radon exhalation in building materials used in Italian dwellings. *Journal of Environmental Radioactivity* 88, 158-170.
- [87] Groves-Kirkby, C.J., Denman, A.R., Phillips P.S.A, Lorenz, C., Gini C., 2009. Novel tools for analysing seasonal variation of environmental radon gas. *Journal of Environmental Management* 90 (8), 2480 – 2487.
- [88] Bossew, P., Lettner H., 2007. Investigations on indoor radon in Austria, Part 1: Seasonality of indoor radon concentration. *Journal of Environmental Radioactivity* 98, 329-345.
- [89] Steck, D. J., Baynes, S. A., Noack, A. P., 1996. Regional and local variation of indoor radon and radon source potentials. *Environment International*, 22, 729-737.
- [90] Sanada, T., Fujimoto, K., Miyano, K., Doi, M., Tokonami, S., Uesugi, M., Takata Y., 1999. Measurement of nationwide indoor Rn concentration in Japan. *Journal of Environmental Radioactivity*, 45, 129-137.
- [91] Žunić Z.S., J.P.Mc Laughlin, C. Walsh, A. Birovljev, S. E. Simopoulois, B.Jakupi, V.Gordanić, M.Demajo, F.Trotti, R.Falk, H.Vanmarcke, J.Paridaens, K.Fujimoto, 2001. Integrated Natural Radiation Exposure Studies in Stable Yugoslav Rural Communities, *The Science of the Total Environment* 272, 251-259.
- [92] Baixeras, C., Bach, J., Amgarou, K., Moreno, V., Font, L., 2005. Radon levels in the volcanic region of La Garrotxa, Spain. *Radiation Measurements* 40, 509-512.
- [93] Tokonami, S., Yonehara, H., Akiba, S., Thampi, M.V., Zhuo, W., Narazaki, Y., Yamada, Y., 2005. Natural radiation levels in Tamil Nadu and Kerala, India. *Radioactivity in the Environment*, Volume 7, 2005, 554-559.
- [94] Antović, N., Vukotić. P., Zekić, R., Svrkota, R., Ilić, R., 2007. Indoor radon concentrations in urban settlements on the Montenegrin Coast. *Radiation measurements* 42, 1573-1579.
- [95] Bossew, P., Dubois G. and Tollefsen T., 2008. Investigations on indoor radon in Austria, Part 2: Geological classes as categorical external drift for spatial modeling of Radon potential. *Journal of Environmental Radioactivity* 99, 81-97.

- [96] Milić, G., Jakupi, B., Tokonami, S., Trajković, R., Ishikawa, T., Čeliković, I., Ujić, P., Čuknić O., Yarmoshenko, I., Kosanović, K., Adrović, F., Sahoo, S. K., Veselinović, N., Žunić Z. S., 2010. The concentrations and exposure doses of radon and thoron in residences of the rural areas of Kosovo and Metohija. *Radiation Measurements* 45, 118-121.
- [97] Bochicchio, F., Campos-Venuti, G., Piermattei, S., Nuccetelli, C., Risica, S., Tommasino, L., Torri, G., Magnoni, M., Agnesod, G., Sgorbati, G., Bonomi, M., Minach, L., Trotti, F., Malisan, M.R., Maggiolo, S., Gaidolfi, L., Giannardi, C., Rongoni, A., Lombardi, M., Cherubini, G., D'Ostilio, S., Cristofaro, C., Pugliese, M., Martucci, V., Crispino, A., Cuzzocrea, P., Sansone Santamaria, A., Cappai, M., 2005. Annual average and seasonal variations of residential radon concentration for all the Italian Regions. *Radiation Measurements* 40, 686 – 694.
- [98] Žunić, Z.S., Yarmoshenko, I.V., Birovljev, A., Bochicchio, F., Quarto, M., Obryk, B., Paszkowski, M., Celikovic, I., Demajo, A., Ujić, P., Budzanowski, M., Olko, P., McLaughlin, J.P., Waligorski, M., 2007 Radon survey in the high natural radiation region of Niška Banja, Serbia. *Journal of Environmental Radioactivity* 92(3),165-174.
- [99] Radolić, V., Vuković, B., Stanić, D., Katić, M., Faj, Z., Šuveljak, B., Lukačević, I., Faj, D., Lukić, M., Planinić, J., 2006. National survey of indoor radon levels in Croatia. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 269, 87-90.
- [100] Li, Y., Schery, S.D., Turk, B., 1992. Soil as a source of indoor  $^{220}\text{Rn}$ . *Health Physic* 62, 453-457.
- [101] Schery, S. D., Grumm, D., 1992. Thoron and its progeny in the atmospheric environment in: *Gaseous Pollutants, Characterization and Cycling*. John Wiley and Sons, New York.
- [102] Kumar Reddy, V., Srenivasa Reddy, B., Sreenath Reddy, M., Goppal Reddy, C., Yadagiri Reddy, P., Rama Reddy, K., 2003. Baseline studies of radon/thoron concentration levels in and around the Lambapur and Peddagattu areas in Nalgonda district. Andhra Pradesh. *India Radiation Measurement*, 36, 419-423.
- [103] Luo, Y., Zhuo, W., Wei, M., Tokonami, S., Wang, W., Yamada, Y., Chen, J., Chen, M., 2005. Natural radiation levels in Fu an city in Fujian Province of China. *International Conges Ser.* 1276, 311-312.
- [104] Kim, C.K., Kim, Y.J, Lee, H.Y., Chang, B.U., Tokonami, S., 2007.  $^{220}\text{Rn}$  and its progeny in dwellings of Korea. *Radiation Measurements* 42, 1409 - 1414.
- [105] Mjones, L., R., Falk, H., Mellander, 1996.  $^{220}\text{Rn}$  and its progeny in buildings in Sweden *Environment International* 22 (Suppl. 1): S1125-S1133.
- [106] Nuccetelli, C., Bochicchio, F., 1998. The thoron issue: monitoring activities, measuring techniques and dose conversion factors. *Radiation Protection Dosimetry* 78, 59-64.
- [107] Doi, M., Fujimoto, K., Kobayashi, S., 1994. Spatal distribution of thoron and radon concentrations in the indoor air of a traditional Japanese wooden house. *Health Physic* 66, 43-49.
- [108] Urošević, V., Nikezić, D., Vulović, S., 2008. A theoretical approach to indoor radon and thoron distribution. *Journal of Environmental Radioactivity*, 1-5.

- [109] Martinez, T., Navarrete, M., Gonzalez, P., Ramirez, A., 2004. Variation in indoor thoron levels in Mexico City dwellings. *Radiation Protection Dosimetry* 111, 111-113.
- [110] Yamada, Y., Sun, Q., Tokonami, S., Akoba, S., Zhuo, W., Hou, C., Zhang, S., Ishikawa, T., Furukawa, M., Fukutsu, K., Yonehara, H., 2006. Radon-Thoron measurements in Gansu province China, and their implication for dose estimates. *Journal of Toxicology and Environmental Health, A*, 69: 723-734.
- [111] Iacob, O., Grecea, C., Botezaty, E., 2005. Population exposure to inhaled radon radon and thoron progeny. *Radioactivity in the environment Volume 7*, Elsevier Ltd.
- [112] Žunić, Y.S., Kobal, I., Vaupotič, J., Kozak, K., Mazaur, J., Birovljev, A., Janić, M., Čeliković, I., Ujić, P., demajo, A., Krstić, G., Jakupi, B., Quarto, M., Bochicchio, F., 2006. High natural exposure in radon spa areas: a detailed field investigation in Niška Banja (Balkan region). *Journal of Environmental Radioactivity* 89, 249-260.
- [113] Nikolić, J.L., Veselinović, N., Tollefsen, T.B., Čeliković, I.T., Kisić, D., Čuknić, O.R., Žunić, Z.S, 2010. Soil gas mapping in the vicinity of Nikola Tesla thermo power plant disposal field. *Nuclear Technology&Radiation Protection* 25, 37-40.

## ПРИЛОГ А

Формулар Ф/Р-1

**Мерење на концентрација на радон во затворени простории**

*Формулар Ф/Р-1*

**Број на детекторот** \_\_\_\_\_

**Име и презиме:** \_\_\_\_\_

**Адреса** \_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

**Населба**

\_\_\_\_\_ **Град** \_\_\_\_\_

**Телефон** \_\_\_\_\_ **Моб. Телефон** \_\_\_\_\_

**Email адреса** \_\_\_\_\_

**Период на мерењето**

**од** \_\_\_\_\_ **до** \_\_\_\_\_

*( дата на поставување на детекторот во Вашиот дом)*

**Битни податоци за мерењето:**

Локација

Приземје

Прв

кат

Друго \_\_\_\_\_

Дневна

соба

Спална

Друго \_\_\_\_\_

Година на градба на зградата/куќата \_\_\_\_\_

Зградата/куќата има подрум Да Не

Градежен материјал од кој е направена зградата/куќата:

Бетонски

цигли/блокови

Цигли

Камен

Друго \_\_\_\_\_

Тип на прозори:

Дрвени

Алуминиумски

PVC

Друго \_\_\_\_\_

Патосот е покриен со:

Дрво

Керамички

плочки

Гранитни

плочки

Друго \_\_\_\_\_

Начин на греење:

Централно

парно

Дрва

Ел.

струја

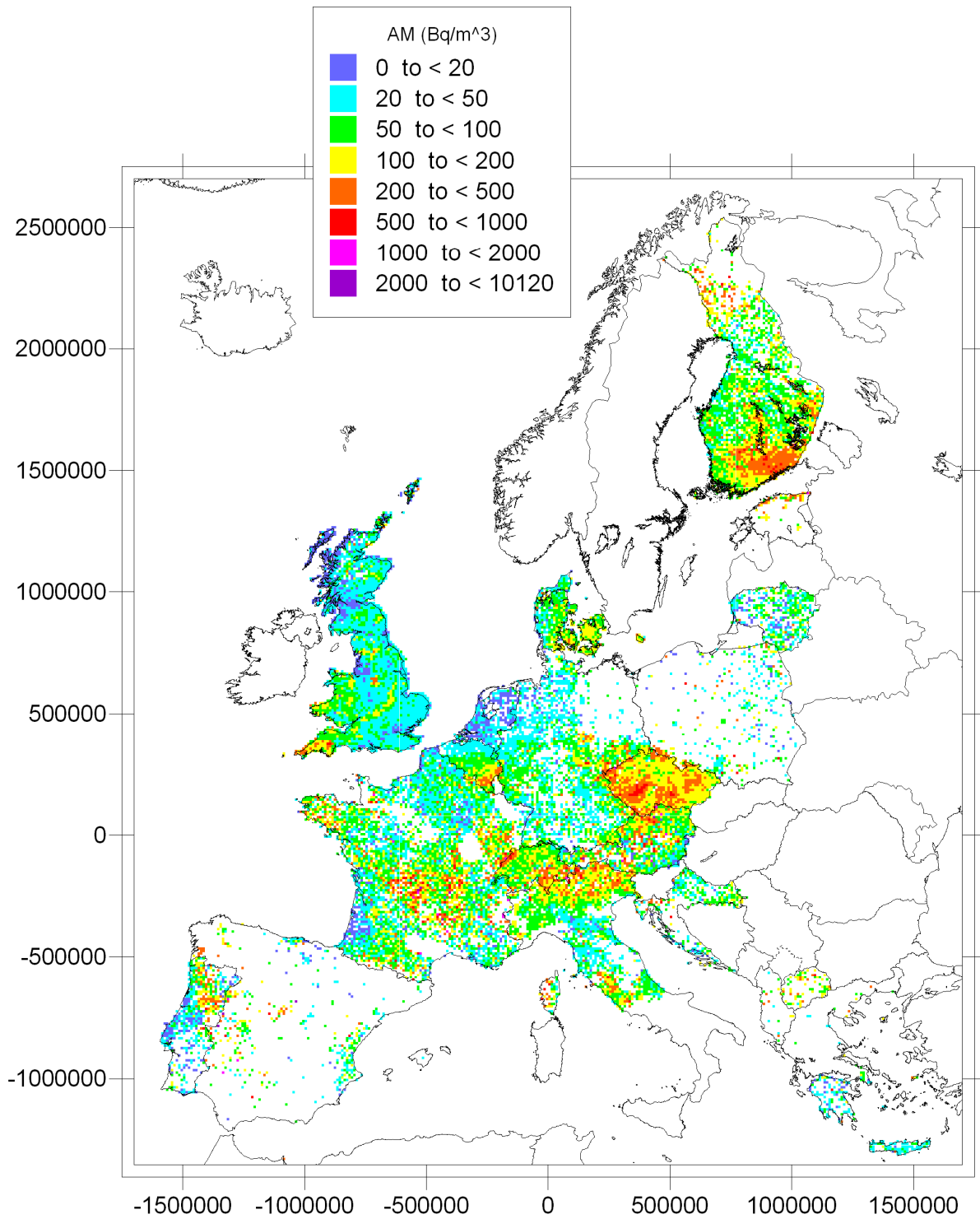
Друго \_\_\_\_\_

Приближна површина на просторијата каде е поставен детекторот \_\_\_\_\_ m<sup>2</sup>

Забелешка:

## ПРИЛОГ Б

### Европска карта на радон



## ПРИЛОГ В

### Список на објавени трудови

1. Boshkova T., Stojanovska, Z., 2007. Assessment of the self-attenuation corrections for cylindrical source with volume 150 cm<sup>3</sup> in gamma-ray spectrometry. 17th National Scientific Symposium with international participation METROLOGY and METROLOGY ASSURANCE (415-420).
2. Стојановска, З., 2007. Проценка на буџетот на неопределености при гама спектрометриска анализа на проби од животна средина. Зборника на трудови од Првата национална конференција за медицинска физика 1, 91-99, Скопје.
3. Stojanovska, Z., Nedelkovski, D., 2008. Initial investigation of the natural radioactivity in the soil in some locations in Macedonia from radiation protection point of view. Physica Macedonica, 58, 67-74.
4. Стојановска, З., Неделковски, Д., Јанушевски, Ј., 2009. Концентрација на радон во приземните станови во сезона зима/пролет и проценка на доза кај населението во Скопје. Архиви на јавно здравје, 1, 97-103.
5. Stojanovska, Z., Nedelkovski D., Ristova, M., 2010. Natural radioactivity and human exposure by raw materials and end product from cement industry used as building materials. Radiation measurements, 45, 969-972.

### Список на поднесени трудови во меѓународни списанија

1. Stojanovska, Z., Januseski, J., Zunic, Z.S., Bossew, P., Tollefsen, T., Ristova M., (2010). Seasonal indoor radon concentration in FYR of Macedonia. Radiation measurements.
2. Stojanovska, Z., Januseski, J., Boev, B., Ristova M., (2010). Indoor exposure of population to radon in The Republic of Macedonia. Radiation protection dosimetry.