**ДРУШТВО ЗА ЗАШТИТУ ОД ЗРАЧЕЊА**
**СРБИЈЕ И ЦРНЕ ГОРЕ**




# ЗБОРНИК РАДОВА

**XXIX СИМПОЗИЈУМ ДЗЗСЦГ**
**Сребрно језеро**
**27- 29. септембар 2017. године**

**Београд**
**2017. године**

**SOCIETY FOR RADIATION PROTECTION OF SERBIA AND MONTENEGRO**




# PROCEEDINGS

**XXIX SYMPOSIUM DZZSCG**
**Srebrno jezero**
**27- 29. September 2017**

**Belgrade**
**2017**

ЗБОРНИК РАДОВА

XXIX СИМПОЗИЈУМ ДЗЗСЦГ
27-29.09.2017.

Издавачи:
Институт за нуклеарне науке „Винча“
Друштво за заштиту од зрачења Србије и Црне Горе

За извршног издавача:
Др Борислав Грубор

Уредници:
Др Јелена Станковић Петровић
Др Гордана Пантелић

ISBN 978-86-7306-144-3

©Institut za nuklearne nauke „Vinča“

Техничка обрада:
Јелена Станковић Петровић, Гордана Пантелић

Штампа:
Институт за нуклеарне науке ”Винча”, Мике Петровића Аласа 12-14, 11351 Винча, Београд, Србија

Тираж:
150 примерака

Година издања:
Септембар 2017.

**XXIX СИМПОЗИЈУМ ДРУШТВА**
**ЗА ЗАШТИТУ ОД ЗРАЧЕЊА**
**СРБИЈЕ И ЦРНЕ ГОРЕ**
Сребрно језеро, од 27.09. до 29.09.2017. године

Организатори:

**ДРУШТВО ЗА ЗАШТИТУ ОД ЗРАЧЕЊА СРБИЈЕ И ЦРНЕ ГОРЕ**

**ИНСТИТУТ ЗА НУКЛЕАРНЕ НАУКЕ „ВИНЧА“**
**Лабораторија за заштиту од зрачења и заштиту животне средине „Заштита“**


Организациони одбор:
Председник: Гордана Пантелић
Чланови:
Маја Еремић Савковић, Агенција за заштиту од јонизујућих зрачења и нуклеарну сигурност, Београд
Вера Спасојевић Тишма, Нуклеарни објекти Србије, Београд
Иван Кнежевић, Нуклеарни објекти Србије, Београд
Данијела Аранђић, Институт за нуклеарне науке „Винча“, Београд
Јелена Станковић Петровић, Институт за нуклеарне науке „Винча“, Београд
Милица Рајачић, Институт за нуклеарне науке „Винча“, Београд
Сандра Ћеклић, Институт за нуклеарне науке „Винча“, Београд
Наташа Сарап, Институт за нуклеарне науке „Винча“, Београд
Предраг Божовић, Институт за нуклеарне науке „Винча“, Београд
Никола Кржановић, Институт за нуклеарне науке „Винча“, Београд

Редакциони одбор:
др Невенка Антовић, Природно математички факултет, Подгорица
др Перко Вукотић, Природно математички факултет, Подгорица
др Софија Форкапић, Природно математички факултет, Нови Сад
др Душан Мрђа, Природно математички факултет, Нови Сад
др Миодраг Крмар, Природно математички факултет, Нови Сад
др Драгослав Никезић, Природно математички факултет, Крагујевац
др Ненад Стевановић, Природно математички факултет, Крагујевац
др Јелена Ајтић, Факултет ветеринарске медицине, Београд
др Владимир Удовичић, Институт за физику, Земун, Београд
др Драгана Тодоровић, Институт за нуклеарне науке „Винча“, Београд
др Ивана Вуканац, Институт за нуклеарне науке „Винча“, Београд
др Јелена Крнета Николић, Институт за нуклеарне науке „Винча“, Београд
др Марија Јанковић, Институт за нуклеарне науке „Винча“, Београд
др Милош Живановић, Институт за нуклеарне науке „Винча“, Београд
др Оливера Цирај-Бјелац, Институт за нуклеарне науке „Винча“, Београд
др Србољуб Станковић, Институт за нуклеарне науке „Винча“, Београд

Организацију су помогли:

Институт за нуклеарне науке „Винча“, Лабораторија за заштиту од зрачења и заштиту животне средине

Излагачи:

*Canberra Packard Central Europe GmbH.*
*Wienersiedlung 6*
*2432 SCHWADORF, Austria*
*Phone: +43 (0)2230 3700-0*
*Fax: +43 (0)2230 3700-15*
*Web: http://www.cpce.net/*

*LKB Vertriebs GmbH*, Представништво Београд
Цвијићева 115
11120 Београд, Србија
Тел: +381 (0)11 676 6711
Факс: +381 (0)11 675 9419
Веб: *www.lkb.eu*

ТИМ Цо.
Јована Рајића 5ц
11000 Београд,
Тел: +381 11 2836-786, 2836-787
Факс: +381 11 2833-342
Веб: *http://www.timco.rs/*

*Овај Зборник је збирка радова саопштених на XXIX Симпозијуму Друштва за заштиту од зрачења Србије и Црне Горе који је одржан од 27. до 29.09.2017. године на Сребрном језеру. Радови су разврстани по секцијама. Мада су сви радови у Зборнику рецензирани од стране Редакционог одбора, за све изнесене тврдње и резултате одговорни су сами аутори.*

*Југословенско друштво за заштиту од зрачења основано је 1963. године у Порторожу, а од 2005. године носи име Друштво за заштиту од зрачења Србије и Црне Горе.*

*Ове године Дрштво обележава 54 године организоване заштите од зрачења на простору бивше Југославије. Симпозијум Друштва за заштиту од зрачења Србије и Црне Горе је јединствена прилика да кроз стручни програм предочимо напредак у области заштите од зрачења, анализирамо досадашње резултате и актуелна дешавања, разменимо искуства са колегама из земље и региона, али и да сретнемо старе и упознамо нове пријатеље.*

*Организациони одбор се захваљује ауторима и коауторима научних и стручних радова на доприносу и уложеном труду. Посебно се захваљујемо спонзорима који су помогли одржавања Симпозијума.*

*Организациони одбор*

CIP - Каталогизација у публикацији
Народна библиотека Србије, Београд

502:504.5]:539.16(082)(0.034.2)
614.875/.876(082)(0.034.2)
539.16.04(082)(0.034.2)
539.1.074/.08(082)(0.034.2)
577.1:539.1(082)(0.034.2)

ДРУШТВО за заштиту од зрачења Србије и Црне Горе (Београд). Симпозијум (29 ; 2017 ; Сребрно језеро)
Зборник радова [Електронски извор] / XXIX симпозијум ДЗЗСЦГ [Друштва за заштиту од зрачења Србије и Црне Горе], Сребрно језеро 27- 29. септембар 2017. године ; [организатори] Друштво за заштиту од зрачења Србије и Црне Горе [и Институт за нуклеарне науке "Винча", Лабораторија за заштиту од зрачења и заштиту животне средине Заштита ; уредници Јелена Станковић Петровић, Гордана Пантелић]. - Београд : Институт за нуклеарне науке "Винча" : Друштво за заштиту од зрачења Србије и Црне Горе, 2017 (Београд ; Институт за нуклеарне науке "Винча"). - 1 USB флеш меморија : текст ; 2 x 2 x 14 cm (у задњем делу оловке)

Системски захтеви: Нису наведени. - Насл. са насловне стране документа. - Радови на срп. и енгл. језику. - Текст ћир. и лат. - Тираж 150. -
Библиографија уз већину радова. - Abstracts. - Регистар.

ISBN 978-86-7306-144-3
a) Заштита од јонизујућег зрачења - Зборници b) Животна средина - Загађење радиоактивним материјама - Зборници c) Радиоактивно зрачење - Штетно дејство - Зборници d) Нејонизујуће зрачење - Штетно дејство - Зборници e) Радиобиологија - Зборници f) Дозиметри - Зборници
COBISS.SR-ID 245691404

# ОПШТИ ПРОБЛЕМИ ЗАШТИТЕ ОД ЗРАЧЕЊА

# ДИЛЕМА *LNT* ИЛИ *HORMESIS* МОДЕЛ У ЗАШТИТИ ОД ЗРАЧЕЊА И НУКЛЕАРНО ОРУЖЈЕ

**Марко М. НИНКОВИЋ,**
*Институт за нуклеарне науке, Винча, Београд, СРБИЈА, markon@vinca.rs*

***САДРЖАЈ***
*Јануара месеца 2015. године у САД је прихваћено покретање поступка могуће замене тренутно важећег LNT модела у заштити од зрачења, HORMESIS моделом. Разлика између ових модела је што према првом, свако додатно излагање зрачењу, без обзира на ниво, је опасно, док према другом је супротно – не само да није опасно већ може бити и корисно, ако је довољно ниско. Истовремено у свету се све чешће помиње и нуклеарно оружје са нагласком на његовом усавршавању. При чему се под усавршавањем подраузмева израда прецизнијег оружја мање снаге односно, мањег радијуса накнадне опасности по становништво погођене локације. Поставља се логично питање да ли се ове две акције, које су покренуте приближно у исто време, могу међусобно повезати. Одговор би могао бити пре позитиван него негативан, јер, усвајањем HORMESIS модела несумњиво би се олакшало прихватање, од стране становништва, употребе нуклеарног оружја у специфичним хипотетичким околностима. У раду су приказане основне карактеристике и научна заснованост поменутих модела заштите од зрачења, као и неки доступни подаци о расположивости и распрострањености нуклеарног оружја у свету данас.*

## 1. УВОД

Почетком 2015. године у САД је званично прихваћено покретање поступка могуће замене, данас опште усвојеног LNT модела у заштити од зрачења, HORMESIS моделом [1]. Као што је добро познато разлика између ова два модела је суштинска јер, сагласно првом, свако додатно излагање зрачењу, без обзира на ниво, је опасно [2], док према другом може бити и корисно ако је доза излагања довољно ниска [3]. Ова чињеница је сама по себи била довољна да побуди велико интересовање истраживача у области заштите од зрачења за исход овог приступа. Истовремено широм света се чешће помиње нуклеарно оружје, његово унапређење и чак могућа употреба [4] у догледној будућности. То је био основни разлог да се у овом раду посвети посебна пажња односу LNT и HORMESIS модела у заштити од зрачења и њиховом могућем односу према евентуалној употреби нуклеарног оружја у будућности.

## 2. LNT МОДЕЛ У ЗАШТИТИ ОД ЗРАЧЕЊА

Линеарни без-прага модел (LNT) је модел који се користи у заштити од зрачења за процену дугорочних, биолошких штета од јонизујућег зрачења. Према овом моделу претпоставља се да је штета директно («линеарно») пропорционална дози зрачења, без обзира на величину дозе. Што значи да је зрачење увек штетно и да не постоји безопасна доња граница. Вишеструко излагање малим дозама зрачења сматра се да изазива исти штетни ефекат као и једноструко излагање већој дози зрачења. Иако је LNT модел изложен критикама, јер дефакто не постоје поуздани

докази за основе на којима се заснива, ипак овај модел се користи у текућој пракси заштите од зрачења широм света.

У недостатку поузданих доказа о односу ризика од изазивања штетних ефеката од малих доза зрачења, научници су претпоставили да чак и најмањи излагање зрачењу носи ризик. До ове претпоставке (LNT хипотезе или модела) дошло се екстраполацијом ове зависности из области високих доза зрачења, за коју постоји сигурна потврда добијена изучавањем учестаности канцера код преживелих атомске експлозије у Јапану [5].

Имајући у виду поменуте неодређености у LNT- моделу, предлаже се обазрив приступ овом проблему прихватајући став америчког Друштва за заштиту од зрачења који гласи: *"Постоје значајни и убедљив научни докази за здравствене ризике на високим дозама зрачења међутим у области малих доза испод 100 mSv (природни фон и професионално излагање зрачењу) ризици по здравље или су исувише мали да би били детектовани, или не постоје" [6]*. Другим речима неопходна су даља истраживања да би се једна од ових тврдњи доказала.

Као потврду претходно изречене тврдње у даљем тексту ћемо изложити закључке три веома значајна, недавно штампана рада који се баве овим проблемом.

BEIR – Комитет за биолошке ефекте јонизујућих зрачеања Академије наука САД, иначе идејни творац овог модела, нашао је за потребно да поново изложи свој став према овом проблему, у једном од најнивијих својих извештаја, који гласи:

*Комитет закључује да су тренутно расположиви научни докази у складу са претпоставком да постоји линеарни, без-прага однос између дозе јонизујућег зрачења и појаве и развоја чврстих канцера код људи под дејством тог зрачења* [7]. Како се може видети у том тренутку, пре око 10 година ова тврдња, референтне институције, дала је пуну подршку LNT-моделу.

У међувремену, упоредо са покретањем поступка за могућу замену LNT-модела, порастао је интерес за испитивање његове заснованости. На овом месту укратко ћемо изложити кључне резултате изложене у недавно публикованим радовима [8, 9]. На првом месту ту су резултати INWORKS студије (INWORKS – International workers study) у оквиру које су анализиране велике групације радника у нуклеарним индустријама Француске, Британије и САД у току више од 30 година, као што се може видети у табели 1.

Сакупљени статистички подаци омогућили су релативно прецизне процене ризика смртности од канцера код радника чија је просечна кумулативна доза била око 20 mGy. Добијени резултати представљају значајан додатак научним основама за разумевање ризика од канцера у условима дуготрајног излагања малим дозама зрачења. На основу ових података, могло се закључити да они показују *линеарну зависност пораста смртности од канцера са повећањем изложености зрачењу*. Истовремено се указује на чињеницу да су ови резултати слични онима добијеним из анализе последица по јапанско становништво које је преживело атомску бомбу, а који су послужили као основа за усвајање LNT – модела.

У међувремену појавио се још један веома исцрпан и вредан рад на ову тему, који су недавно урадили научници из Јужне Кореје [9]. Њихов основни закључак је да без обзира на недостатак научног знања о здравственом ризику од малих доза зрачења, *LNT – приступ претставља најразумнији модел ризика на нивоима малих доза* и вероватно ће остати основни принцип у областима заштите и сигурности у раду са изворима зрачења и у будућности.

**Табела 1. Основни подаци који су анализирани у оквирима *INWORKS* студије [8]**

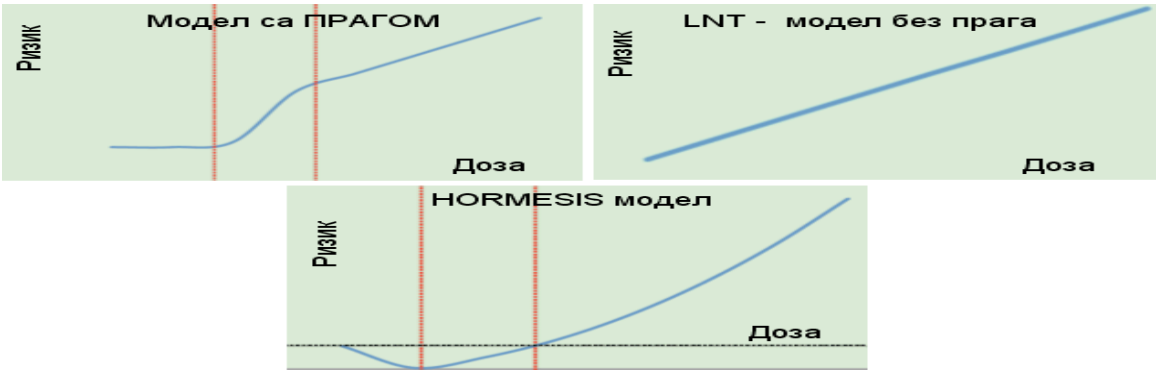
| **Анализирани период** | **1968–2004** | **1946–2001** | **1944–2005** | **1944–2005** |
|---|---|---|---|---|
| **Место (земља)** | **Француска** | **В.Британија** | **САД** | **INWORKS** |
| **Радници** | 59 003 | 147 866 | 101 428 | 308 297 |
| **Човек-година(милиона)** | 1,5 | 3,4 | 3,3 | 8,2 |
| **Смртност (сви узроци)** | 6310 | 25 307 | 35 015 | 66 632 |
| **Сви канцери** | 2552 | 7558 | 9638 | 19 748 |
| **Чврсти канцери** | 2356 | 6994 | 8607 | 17 957 |
| **Леукемија (без CLL)** | 56 | 167 | 311 | 531 |
| **Излагани радници[(a)]** | 42 206 | 130 373 | 84 587 | 257 166 |
| **Ср.кумулативна доза дебело црево (mGy)[(b)]** | 17,6 | 22,5 | 20,0 | 20,9 |
| **Ср.кум. RBM доза (mGy)[(c)]** | 16,2 | 20,6 | 18,3 | 19,1 |

(a)–Радници са регистрованом спољашњом кумулативном дозом > 0.
(b)–Средња процењена кумулативна спољашња доза на дебелом цреву код излаганих. радника.
(c)–Средња процењена кумулативна спољашња доза на RBM, међу излаганим радницима.

Са друге стране, наглашава се да треба бити веома опрезан при тумачењу нивоа ризика у области малих доза зрачења, до којих се долази теоријским прорачунима на основу LNT хипотезе, јер они не морају одговарати стварном нивоу ризика.
Различити биолошки путеви произвођења здравствених ефеката при деловању малих и великих доза зрачења сматрају се доказаним путем софистицираних испитивања на нивоима ћелија и молекула. Осим тога, постоји велика вероватноћа, како тврде биолози, међусобне интеракције генетских склоности и малих доза зрачења. Иако радиобиологија не може тренутно да пружи директне доказе о ефектима малих доза зрачења на људско здравље, свеобухватно разумевање радиобиолошких механизама ће вероватно олакшати епидемиолошка изучавања и побољшати прецизност процене односа доза – ефекат у области малих доза зрачења, у будућности. Са друге стране, повезивање биолошких и епидемиолошких резултата испитивања, заједно са истраживањима у друштвеним наукама, омогући ће поузданије закључке о законитостима у овом домену доза и ризика.

## 3. *HORMESIS* МОДЕЛ

У теорији и пракси заштите од зрачења, при анализи ризика од могућег штетног деловања овог агенса на човека од посебног интереса је било утврђивање овог односа у домену малих доза зрачења. У том погледу највећу пажњу су побуђивале три могуће хипотезе или модела, које су квалитативно приказане на слици 1: модел зависности са прагом опасности, LNT – модел без прага и HORMESIS модел, као што је квалитативно приказано на слици 1.



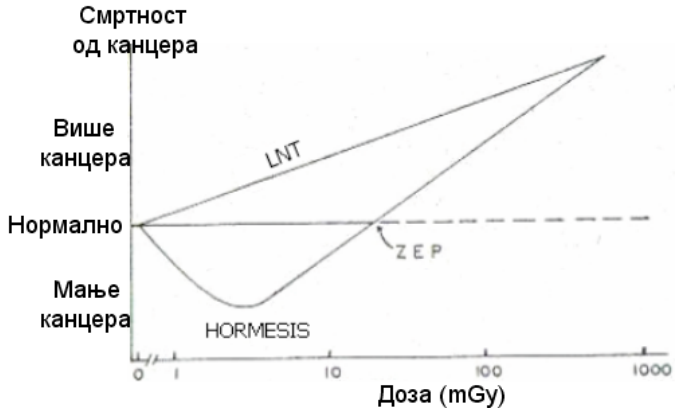

**Слика 1. Квалитативни приказ зависности величине радијационог ризика од дозе зрачења у области малих доза према три модела**

Модел са прагом у пракси је коришћен врло дуго, од првих запажања штетног деловања зрачења, почетком прошлог века, па све до преласка на LNT пре четрдесет година. Међутим, протоком времена и стицањем нових сазнања стално је снижаван висина прага, односно величина дозе која раздвајала условно безопасне од опасних нивоа излагања да би на крају усвајањем LNT модела праг био сведен на нулту дозу.

"HORMESIS" модел, као што је показано на слици 2, даје U-зависност, при којој између нулте и еквивалентне нулте тачке (ZEP), ризик од појаве канцера је негативан односно да дејство зрачења на том нивоу излагања, не само да није штетно већ је и корисно за организам човека. Тек кад дозе излагања постану веће од ZEP-дозе, ризик опет расте линеарно.

Однос према HORMESIS ефекту је врло значајан за заштиту од зрачења. Зато не чуди што је Комитет за ефекте јонизујућих зрачења Академије наука САД (US - BEIR) нашао за потребно да се експлицитно изјасни по том питању. У свом недавном извештају. Комитет закључује следеће:

*«Да је претпоставка о корисним, хорметичним ефектима малих доза зрачења по људско здравље, који превазилазе штетно деловање јонизујућег зрачења, данас неоснована» [10].*



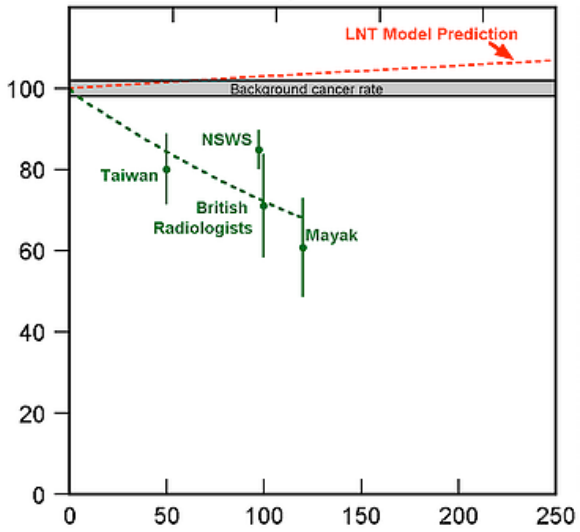

**Слика 2. Упоредни приказ квалитативног тока криви ризика од канцера при излагању зрачењу, према HORMESIS и LNT моделима**

Сагласно LNT моделу нема "безопасне" доза ако се "безопасно" схвати као отсуство ризика. Наравно да ништа није "безопасно" у том смислу, посебно када се има у виду да су ризици код деце већи итд.
Али, мора се имати у виду и чињеница да биолошки процеси зависе од више фактора, да трају дуго времена и да се не могу искључити ефекти прилагођавања ћелија и хормезис ефекти, што је супротно од LNT – тврдње. Те чињенице претстављају полазне основе критичарима LNT – модела. То је вероватно био један од разлога да Нуклеаарна регулаторна Комисија САД недавно прихвати предлог XLNT групе [11] да се покрене поступак могуће замане LNT са HORMESIS моделом [1].
XLNT групу чине следећи чланови, већином из САД и по један из Велике Британије, Канаде и Саудијске Арабије:

1. W. Allison, Oxford Univercity, UK
2. J. Jhon Bevelacqua, Bevelacqua Resources,USA
3. M. Cohen, Indiana University, USA
4. J. Cuttler, Cuttler & Associates, Canada
5. L. Corrice, Publisher: The Hiroshima Syndrome, USA
6. C. Davey, King Abdullah Univ. of Sci. and Technology, S.Arabia
7. *Mohan Doss, Fox Chase Cancer Center, USA*
8. V.J. Esposito, University of Pittsburg, USA
9. A. Fellman, Dade Moeller & Associates, Ink., USA
10. P. Lewis, Free Enterprise Radon Health Mine, USA
11. J. Mahn, Sandia National Laboratories (Retired) USA
12. C.W. Pennington, Executive Nuclear Energy Consultant, USA
13 B. Sacks, FDA's Center for Devices and Radiological Health (Retired), USA
14. J. Shanahan, Go Nuclear, Inc. and Envoronmentalists for Nucl. Energy, USA.

Руководилац Групе је *Mohan Doss*. Чланови XLNT групе у прилог свог става наводе низ чињеница [12]. На пример, указују на податак да резултати недавних преиспитивања смртности преживелих атомску бомбу не потврђују однос доза-ефекат, који следи из LNT модела већ су ближи зависности према HORMESIS моделу. Указује се и на чињеницу да је још пре више од тридесет година предложено коришћење HORMESIS ефекта зрачења у спречавању појаве канцера али да то никада није истреаживано због надмоћне доминације LNT модела. Пошто канцер наставља да буде главни здравствени проблем, при чему је стопа смртности од канцера смањена само за 10% у протеклих 45 година, сматра се да би било мудро истраживати HORMESIS ефекат зрачења и као потенцијални алтернативни приступ у борби против канцера.
У прилог HORMESIS модела наводе се и резултати истраживања смртности међу неколико група професионално изложених малим дозама зрачења како се може видети на слици 3.
Како се на слици 3, може видети анализирана је смртност код четири групе радника (TAIWAN [13], NSWS [14], BRITISH RADIOLOGIST [15] и MAYAK [16]). Ако се као референтна учестаност смрти узме природна, онда, како се види на слици, учестаност смрти код анализираних група је мања од природне и опада са дозом зрачења, што одговара очекивању према HORMESIS а не LNT моделу (црвена тачкаста линија). Поред тврдње о неадекватности LNT модела наводе се подаци и о његовој штетности [17, 18]. Наиме, након акцидената праћених контаминацијом

околине примењује се пракса евакуације становништва из контаминираних подручја, чак и оних где би били изложени мањим дозама зрачења «хормеричног» нивоа. Као пример у табели 2, дати су подаци о броју смртних случајева при евакуацији становништва из околине нуклеарне електране Фукуши шима односно, из префектуре Фукушима и суседних префектура Ивате и Мијаги, након акцидента 2011. године [17], које су сагласно HORMESIS моделу биле непотребне.




**Слика 3. Смртност од канцера у зависности од малих доза зрачења (<150 mSv) [12]**

**Табела 2. Људске жртве услед земљотреса, цунамија и евакуације због радијационе опасности после Фукушиме[17]**

| Префектура | Директно од земљотреса и цунамија | Индиректно током евакуације | Укупно | Индиректно % |
|---|---|---|---|---|
| Ивате | 4669 | 446 | 5115 | 8,7 |
| Мијаги | 9596 | 900 | 10496 | 8,6 |
| Фукушима | 1559 | 1793 | 3352 | 53,5 |

Истовремено XLNT група предложила је, на основу HORMESIS модела, следеће границе за примену у пракси рада са изворима зрачења и у пољима зрачења [11]:

(1) **50 mSv/a**, граница дозе за професионалце са допуштењем до **100 mSv/a** ефективне дозе уколико је излагање **хронично**.
(2) **ALARA одбацити**, потпуно. Јер, нема смисла да се смањују дозе зрачења које не само да су безопасне већ могу бити и хормеричне (корисне).
(3) **Дозе за становништво,** изједначити са дозама за **професионалце**. Јер ако су мале дозе хормеричне, зашто лишавати становништво те врсте погодности.
(4) **Посебне границе** доза за **труднице**, ембрионе и фетусе, као и за **децу млађу** од 18 година, **не уводити**.

## 4. НУКЛЕАРНО ОРУЖЈЕ

У новије време, релативно често, на научним и стручним скуповима из области заштите од зрачења се помиње нуклеарно оружје. То је привукло пажњу аутора овог рада и навело га да посвети пажњу овом проблему.

На пример, веома је упечатљива изјава угледног члана NCRP (USA National Comeetee of Radiation Protection and Measurements) професора Metller-a, изречена на 50, јубиларном редовном годишњем скупу овог Комитета, која гласи: «*Није било употребе нуклеарног оружја током протеклих више од 65 година, али, моје предвиђање је, биће употребе нуклеарног оружја у следећих 50 година (или раније)*» [19]. Ову своју изјаву професор Mettler је у предавању илустровао са две слике, од којих прва представља складиште бројних нуклеарних бомби, а друга председника Северне Кореје у положају стрелца. Разумљив је смисао те слике, али опасност од употребе нуклеарног оружја логично, не потиче само од Северне Кореје, него од свих оних који располажу тим оружјем.

*Процена расположивих залиха нуклеарног оружја у свету данас*

Према доступним подацима, има укупно 16 300 комада нуклеарног оружја које се налази на 98 места у 14 земаља света. Од тога 10 000 се налази у војним арсеналима; док преостало чека демонтажу. Оперативно је расположиво 4 000 а 1800 се налази у високом степену приправности. САД и Русија поседују око 93% од укупних светских залиха нуклеарног оружја. САД су своја нуклеарна оружја разместиле на укупно 18 локација: 12 у земљи, а осталих 6 у пет земаља Европе. Руско нуклеарно оружје налази се на 40 места унутар Русије.

На слици 4, графички је приказана расподела стратешких нуклеарних глава у свету, у виду балона, чија величина је пропорционална броју расположивих оружја, по земљама које их поседују [20]. На овој слици плавом бојом означене су земље чланице *Договора о нешириењу нуклеарног оружја* а црвеном, земље које су ван тог договора. Према подацима датим на овој слици Северна Кореја располаже са мање од 10 нуклеарних бомби. Сматра се да је располагала са количином нуклеарног експлозива из кога је могла произвести укупно 12 нуклеарних бомби, од којих је четири већ уништила, у пробним експлозијама. Но, очигледно је да Северна Кореја не претставља једину нуклеарно, по свет опасну земљу.




**Слика 4. Стратешке нуклеарне бојеве главе које поседују неке земље у свету (Чланице договора о нешириењу нуклеарног наоружања и ван њега) [20]**

Следећи занимљив податак на ову тему потиче са прошлогодишњег редовног скупа Друштва за заштиту од зрачења САД, на коме је одржано предавање по позиву, на тему нуклеарног оружја [21]. Садржај предавања обухватио је углавном већ добро познате податке о нуклеарном оружју.

Један од тих података је и упоређивање износа енергије која се ослобађа при сагоревању молекула класичног експлозива (три-нитро-толуола - TNT) и фисије језгра фисибилног материјала (235U, 239Pu или SNM (специјалног нуклеарног материјала):

$$C_3H_5(NO_3)_5 + NO_2 \rightarrow \quad CO_2 + H_2O + NO_x + ... + \sim \mathbf{20\ eV}$$

$$n + {}^{238}U \rightarrow X + Y + \sim \mathbf{200\ MeV}$$

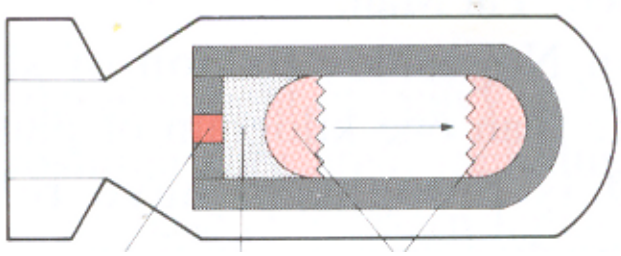
при чему су густине енергија 4,2 MJ/kg код класичног експлозива односно, 74 TJ/kg код фисибилног материјала. Како се може видети износ ослобођене енергије по јединици масе код нуклеарног је за **око 10 милиона пута већи** него код класичних експлозивних материјала.

Међу осталим подацима изложеним у оквиру истог предавање можда се посебно занимљива подсећања на нуклеарне бомбе бачене на Хирошиму и Нагасаки, приказане овде на сликама 5 и 6. Поред спољнег оригиналног изгледа уз слике су дати основни подаци о димензијама ових бомби као и њихови енергетски еквиваленти изражени у килотонама тринитротолуола.

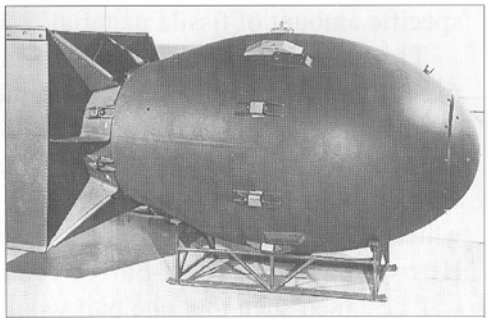
На редовном годишњем састанку научника и осталог особља САД окупљених око NCRP, почетком прошле године, један од учесника [22] говорећи о потребама развоја заштите од зрачења наглашава следеће разлоге:

- Брзо ширење комплекса нуклеарног оружја;
- Атмосферско тестирања нуклеарног оружја;
- Изградње нуклеарне морнарице;
- Развоја медицинских и индустријских уређеја;
- Изградње нуклеарних електрана за производњу електричне енегија;
- Итд.

Дакле од пет експлицитно наведених разлога прва три се односе на нуклеарно оружје.

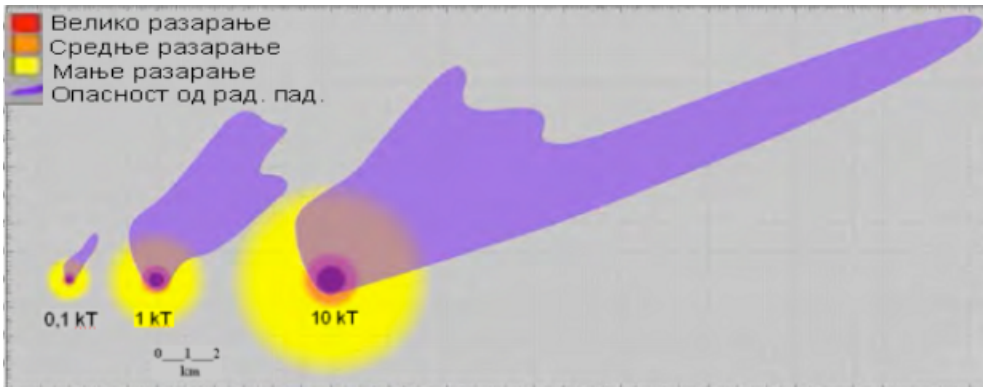



**Слика 5. Шематски приказ атомске бомбе Mk I, «Мали дечко» цевног типа, бачене на Хирошиму. Карактеристике: пречник 0,71 m; дужина 3,05 m; маса 4045 kg; екв. снага 15 kT**



**Слика 6. Спољни изглед Атомске бомбе Mk-II «Дебељко», имплозионог типа, бачене на Нагасаки. Карактеристике: пречник 1,53 m; дужина – 3,25 m, маса: 4680 kg и еквивалентна снага 21 kT**

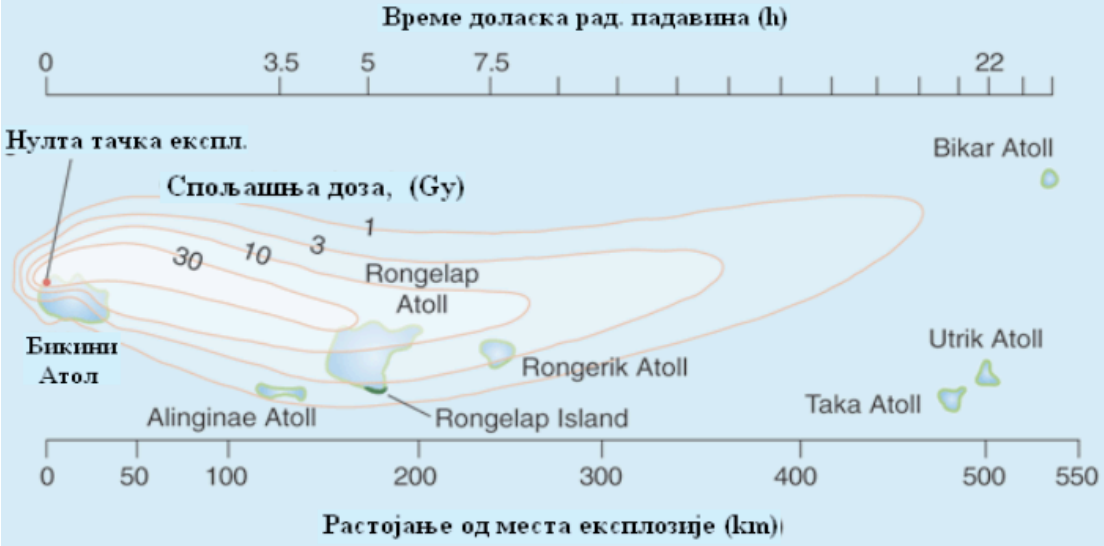
Још један податак, у вези нуклеарног оружја, је веома занимљив, а потиче са 50-ог јубиларног NCRP годишњег скупа од пре три године. Наиме у једном од излагања [23] говори се о радијусима опасности од радиоактивних падавина при експлозији нуклеарног оружја мањих еквивалентних снага од 0,1; 1 и 10 kT, као што је показано на слици 7.




**Слика 7. Три репрезентативне зоне разарања и зоне ране и непосредне опасности од радиоактивних падавина после експлозије атомских бомби еквивалентних снага: 0,1 kT, 1 kT и 10 kT[23]**

Како се на овој слици може видети, радијус опасности се логично смањује са смањем снаге експлозије. Та чињеница отприлике указује на очекивани смер развоја нуклеарних оружја - од већих ка мањим снагама. То је још очигледније када се упореде радијуси опасности приказани на слици 7, са растојањима до којих је досегла радиоактивна опаснот, приказана на слици 8, након пробне нуклеарне експлозије максималне еквивалентне снаге до сада изведене. Ради се о добро познатој експлозији на Маршалским острвима [24], која је произвела највеће излагање зрачењу становништва од свих атомских пробних експлозија у свету до сада. Наиме, неочекивани правац ветра и експлозивни принос већи од очекиваног, усмерио је радиоактивни облак, формиран при експлозији на полигону Бикини, према насељеним коралним острвима у подручју Маршалских острва. Дозе од спољашњег излагања биле су око 1 – 2 Gy на најближим острвима, а дозе тироиде кретале су се од неколико десетина, за одрасле, до преко 100 Gy, за децу стару до 1 године.

Из претходнх података следи сасвим логичан закључак, да ако се жели смањити успутна штета, при евентуалној употреби нуклеарног оружја, оно треба да буде мање снаге и што прецизније.
И заиста, средином августа месеца прошле године у дневном листу ПОЛИТИКА [25] штампана је вест о очекиваним новим нуклеарним бојевим главама у базама NATO савеза у Немачкој и Европи. Наводи се да се ради о нуклеарним бомбама типа B61-12, које развија САД. Ове бомбе треба да буду веома прецизне и да имају еквивалентну снагу од 0,3 до 300 kT, те да буду спремне за расподелу у Европи од 2020. године.




**Слика 8. BRAVO експлозија 15-мегатонске термонуклеарне бомбе 1. марта 1954. године [24]**

Из свега претходно изложеног следи закључак да је присуство великог броја нуклеарних бојевих глава широм света, као и њихов развој данас реалност, која се не сме занемарити.

## 5. ЗАКЉУЧАК

У претходном тексту изложене су најпре, основе LNT – модела. Указано је да према концепту тог модела, не постоји безопасна доза зрачења, ако се безопасност схвати у смислу отсуства ризика за појаву канцера. Наведена је недавна подршка LNT – моделу, коју је нашао за потребно да поново искаже Комитет BEIR, као његов аутор и предлагач пре више од 60 година. Такође је указано на резултате два недавно публикована исцрпна и вредна рада чији резултати иду у прилог LNT - модела
Међутим, скренута је пажња и на чињеницу да биолошки процеси зависе од више фактора, да трају дуго времена и да се не могу искључити ефекти прилагођавања ћелија и хормезис, што је супротно од LNT – тврдње. Те чињенице претстављају полазне основе критичарима LNT – модела. То је вероватно био један од основних разлога да се покрене поступак могуће замене LNT - модела HORMESIS-моделом, на чему је веома активна XLNT – група у САД. Ова група, као што је у тексту приказано, поред аргумената за замену модела, предложила је експлицитно

и нове границе доза зрачења, засноване на HORMESIS моделу, за све категорије излаганих. Међу најзначајније промене дате у овом предлогу, спада сигурно повећање границе индивидуалне годишње дозе за професионалце као и одбацивање ALARA принципа

У трећем делу текста рада изложени су неки данас доступни подаци о нуклеарном оружју, о коме се релативно често говори на скуповим заштите од зрачења и пише у јавним гласилима. Указује се на тенденцију развоја нових типова овог оружја чије су две основне одлике: мања снага и већа прецизност. Поставља се питање да ли овакав смер развоја нуклеарног оружја и евентуално усвајање HORMESIS модела могу имати неку везу. Одговор би могао бити пре позитиван него негативан. Јер, један део неизбежне колатералне штете, на месту употребе нуклеарног оружја, претворио би се у претпостављену корист од малих доза зрачења, што би несумњиво допринело већој прихватљивости употребе овог оружја у хипотетичким околностма.

## 6. ЛИТЕРАТУРА


[1] Federal Register, The Daily Journal of US Governamment, Linear no-threshold model and Standards for protection against radiation, A propose rule by the Nuclear Regulatory Commssion on O6/23/2015

[2] BEIR VII Phase 2, Report, Health Risks from Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation. 2006.

[3] M. Doss, Linear no-threshold model v. s. radiation hormesis, Dose Response, 11, 2013, 495-512.

[4] F.A. Mettler, 38th Lauriston S. Taylor Lecture: On the shoulder of giants – Radiation Protection over 50 years. 50. NCRP Annual Meeting, March 10-11, 2014 and Health Physics, 108, 2, 2015, 102-110.

[5] R. Preston, F. Tokuoka, S. Nishi, K. Mabuchi, Solid Cancer Incidence in Atomic Bomb Survivors: 1958-1998,*Radiat. Res*. 168, 2007, 1-64.

[6] HPS, Radiation Risk in Perspective, Position Statement of the Health Physics Society, Adopted: January 1996; Revised: July 2010; Futher revised: May 2016

[7] Committee to Assess Health Risks from Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation, National Research Council of the National Academies, BEIR VII Phase 2, Health Risks from Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation:, *The National Academy Press*, Washington, D. C., 2006. www.nap.edu

[8] D. Laurier, D. B. Richardson, E. Cardis, R. D. Daniels, M. Gillies, J. O'Hagan, G. B. Hamra6, R. Haylock, K. Leuraud, M. Moissonnier, M. K. Schubauer-Berigan, I. Thierry-Chef and A. Kesminiene, The International Nuclear Workers Study (INWORKS): A colaborative epidemiological study to improve knowledge about health effects of protracted low-dose exposure, *Radiation Protection Dosimetry* (2016), 1-5, doi:10.1093/rpd/ncw314/

[9] K. M. Seong, S. Seo, D. Lee, M.J. Kim, S.S. Lee, S. Park, and Y. W. Jin, Is the Linear No-Threshold dose-response paradigm still necessary for the assessment of health effects of low dose radiation?, *J Korean Med Sci* .; 31: S10-23, 2016

[10] BEIR, "Appendix D: Hormesis." in the book: National *Health Risks from Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation,* BEIR VII Phase 2., *The National Academies Press*. Washington, DC, 2006. doi: 10.17226/11340

[11] XLNT Action Plan, Version 1.21, Sept. 16, 2015

[12] M. Doss, Linear no-threshold model v.s. radiation hormesis, *Dose resonse.* 11, 2013, 495-512.
[13] S. L.Hwang , H.R. Gup, W.A. Hsieh, J.S.Hwang, S.D. Lee, J.L.Tang , C.C. Chen, T.C. Chang., J.D. Wang, W.P. Chang, Cancer risks in a population with prolonged low dose-rate gamma-radiation exposure in radiocontaminated buildings, 1983-2002, *Int. J. Radiat. Biol.,* 82 (12). 2006, 849-58. (TAIVAN)
[14] R. Sponsler, J. R. Cameron, Nuclear shipyard worker study (1980-1988) a large cohort exposed to low-dose/rate gamma radiation, *Int. J. of Low Radiation*, .1, 4, 2005, 463 – 478. (NSWS)
[15] A. Berrington, S.C. Darby, H.A. Weiss, R. Doll, 100 years of observation on British radiologists: mortality from cancer and other causes 1897-1997. *Br. J. Radiol***.** 74(882), 2001, 507-19. (BRIT. RADIOL.)
[16] V.A. Kostyuchenko, L.Yu. Krestinina, Long-term irradiation effects in the population evacuated from the east-Urals radioactive trace area, *Sci. Total. Environ*., 1;142(1-2), 1994, 119-25. (MAYAK)
[17] S. V. Musolino, D. Blumenthal, B. Buddemeier, F.T.Harper, Meeting the needs of first responders: Scientific experiments to operational Tactics for the first 100 minutes after an outdoor explosive radiological dispersal device, 52th NCRP Annual Meeting, Bethesda, April 11-12, 2016
[18] B. Sacks, G. Mayerson and J.A. Siegel, Epidemiology without biology: False paradigms, unfounded assumptions, and specious statistics in radiation acience, *Biology Theory*, 11 (2), 2016, 69-101.
[19] F.A. Mettler, 38th Lauriston S. Taylor Lecture: On the shoulders of giants – Radiation protection over 30 years, *50th NCRP Annual Meeting* , Bethesda, March 10-11, 2014 and *Health Physics*, 108 (2), 2015, 102-110.
[20] H.M. Kristansen, R.S.Norris, Status of World Nuclear Forces, FAS – Federation of American Nuclear Sciences, 2016, 2017.
[21] S.W. Walker, Nuclear Weapon Basics, 61th HPS Annual Meeting, Spokane, WA, 17-21 July 2016
[22] M. Moeller, The Business of Health Physics – Jobs in changing Market, NCRP 52th Annual Meeting, Bethesda, April 11-12, 2016.
[23] C.N. Coleman, Response to an nuclear detonation or radiological dispersal device: models, measurements and medical care, NCRP 50th Ann. Meet., March 10-11, 2014.
[24] S. Simon, A. Bouville, C. Land, Fallout from Nuclear Weapons Tests and Cancer Risks, *American Scientist*, 94(1), 2006, 48.
[25] Дневни лист *ПОЛИТИКА* (уз позив на агенције *Спутник* и *Танјуг*) од 14.08.2016.

# DILEMMA L N T OR H O R M E S I S MODEL IN RADIATION PROTECTION AND N U C L E A R W E A P O N S

**Marko M. NINKOVIC**
*Institute of Nuclear Sciences – Vinca , Belgrade, SERBIA*

***ABSTRACT***
*In January 2015, the United States has accepted the institution of proceedings as possible replacement of the existing LNT model in radiation protection by HORMESIS model. The difference between these models is that according to the first, each additional radiation exposure, regardless of level, is dangerous, while according to another it is the opposite - not only dangerous but can be useful, if it is sufficiently low. At the same time the world is increasingly mentioned and nuclear weapons with an emphasis on his training. Whereby the improvement of the thought of making precise weapon or less power, smaller radius subsequent risk for the population affected by the location. The logical question is whether these two actions, which were launched at around the same time, be interconnected. The answer could be more positive than negative, because, by adopting HORMESIS model would undoubtedly facilitate the acceptance by the population, the use of nuclear weapons in specific hypothetical circumstances. The paper presents the basic characteristics and scientific foundation of these models of radiation protection, as well as some available data on the availability and distribution of nuclear weapons in the world today.*

# РАДИОЕКОЛОГИЈА И ИЗЛАГАЊЕ СТАНОВНИШТВА

# FAKTORSKA ANALIZA SPECIFIČNIH AKTIVNOSTI BERILIJUMA-7 I OLOVA-210 U PRIZEMNOM SLOJU VAZDUHA, I METEOROLOŠKIH PARAMETARA

**Jelena AJTIĆ[1], Darko SARVAN[1], Dragana TODOROVIĆ[2], Milica RAJAČIĆ[2], Jelena KRNETA NIKOLIĆ[2], Vladimir DJURDJEVIC[3], Benjamin ZORKO[4], Branko VODENIK[4], Denis GLAVIČ CINDRO[4] i Jasmina KOŽAR LOGAR[4]**

*1) Univerzitet u Beogradu, Fakultet veterinarske medicine, Beograd, Srbija, jelena.ajtic@vet.bg.ac.rs, darko.sarvan@vet.bg.ac.rs*

*2) Univerzitet u Beogradu, Institut za nuklearne nauke Vinča, Laboratorija za zaštitu od zračenja i zaštitu životne sredine, Beograd, Srbija, beba@vinca.rs, milica100@vinca.rs,* jnikolic@vinca.rs

*3) Univerzitet u Beogradu, Fizički fakultet, Institut za meteorologiju, Beograd, Srbija, vdj@ff.bg.ac.rs*

*4) Institut Jožef Stefan, Ljubljana, Slovenija, benjamin.zorko@ijs.si, branko.vodenik@ijs.si, denis.cindro@ijs.si, jasmina.logar@ijs.si*

***SADRŽAJ***

*Međusobna povezanost specifičnih aktivnosti berilijuma-7 i olova-210 u prizemnom sloju atmosfere sa meteorološkim parametrima razmotrena je u faktorskoj analizi. Merenja su sprovedena u Beogradu, Republika Srbija, i u Ljubljani i Krškom, u Republici Sloveniji, tokom 1991–2015 godine. Na sve tri lokacije, faktorska opterećenja dva faktora pokazuju da je: 1) specifična aktivnost berilijuma-7 obuhvaćena faktorom 1 sa temperaturom, oblačnošću i relativnom vlažnošću; dok je 2) specifična aktivnost olova-210 obuhvaćena faktorom 2 sa količinom padavina i atmosferskim pritiskom. Iako je komunalitet već dva faktora veći od 0,5 za većinu posmatranih varijabli, tek uvođenjem trećeg faktora komunalitet za specifičnu aktivnost olova-210 i atmosferskog pritiska na sve tri merne lokacije raste na preko 0,5. Rezultati faktorske analize pokazuju da se specifične aktivnosti berilijuma-7 i olova-210 u prizmenom sloju atmosfere nalaze pod različitim dominantnim uticajima. Koncentracija berilijuma-7 je pod uticajem faktora regionalnog karaktera, koji je takođe dominantan za srednju temperaturu. Ova veza specifične aktivnosti berilijuma-7 i temperature preko dominantnog zajedničkog faktora važi i kada se broj faktora u analizi poveća na tri i četiri. Sa druge strane, na koncentraciju olova-210, kao i na količinu padavina i atmosferski pritisak, više uticaja ima lokalni faktor. Ova povezanost olova-210 sa druga dva meteorološka parametra, međutim, prestaje da važi sa povećanjem broja faktora u analizi na tri, kada se izdvaja specifičan faktor koji objašnjava preko 80% varijanse specifične aktivnosti olova-210.*

## 1. UVOD

Berilijum-7 (period poluraspada 53,28 dana) i olovo-210 (period poluraspada 22,3 godine) su radionuklidi prirodnog porekla. Njihove specifične aktivnosti u prizemnom sloju vazduha često se mere u okviru monitoringa radioaktivnosti životne sredine. Iako se Be-7 stvara u višim slojevima atmosfere [1], a Pb-210 blizu same površine [2], njihov transport kroz atmosferu ima zajedničke odlike prvestveno zbog toga što se brzo po formiranju ovi izotopi vezuju za aerosole [3-5]. Oba radionuklida su indikatori istorije vazdušnih masa: sadržaj Be-7 može da ukaže na vertikalni transport u atmosferi [6], dok Pb-210 pokazuje

da li je izvor vazdušne mase iznad tla ili vodene površine [2]. Glavni mehanizam njihovog uklanjanja iz atmosfere je vlažna depozicija [7,8].
Međusobna zavisnost ova dva radionuklida, kao i njihova veza sa meteorološkim parametrima, razmotrena je u više studija [8-12]. Međutim, u većini ovih studija posmatrane su korelacije samo za jednu određenu lokaciju, i u tom smislu zaključci o međusobnom odnosu analiziranih varijabli lokalnog su karaktera. U našem radu, veza između specifičnih aktivnosti Be-7 i Pb-210, kao i meteoroloških parametara, razmotrena je na tri merna mesta između kojih je maksimalna udaljenost oko 500 km, ali sa malom razlikom u geografskoj širini (45–46 °N). Na podatke je primenjena faktorska analiza kako bi se identifikovali procesi koji u ovom pojasu geografskih širina imaju dominantan efekat na sadržaj radionuklida u prizemnom sloju vazduha i na meteorološke parametre.

## 2. MATERIJAL I METODE

U ovom radu analizirane su specifične aktivnosti Be-7 i Pb-210 u prizemnom sloju atmosfere koje su tokom 1991–2015 merene na tri lokacije. Na svim mernim mestima, uzorci aerosola prikupljeni su pomoću uzorkivača vazduha, a specifične aktivnosti radionuklida određene su metodom standardne gama spektrometrije. Pored ovih parametara, na svim lokacijama analizirani su i meteorološki podaci.

### 2.1. MERNE LOKACIJE

Tri merna mesta uključena su u ovu analizu: Beograd (44,88333 °N; 20,583333 °E; nadmorska visina 95 m) u Republici Srbiji, Ljubljana (46,042356 °N; 14,487494 °E; 292 m) i Krško (45,950414 °N; 15,512261 °E; 204 m) u Republici Sloveniji (sl. 1). Ljubljana se nalazi oko 500 km zapadno od Beograda, a Krško je između Ljubljane i Beograda, na oko 400 km zapadno od Beograda.
Ova tri merna mesta imaju slične umereno kontinentalne klime. Beograd je prosečno topliji (sa srednjom godišnjom temperaturom od 11,7 °C) od Krška (10,9 °C) i Ljubljane (9,8 °C). Najtopliji mesec je jul, najhladniji januar. Slično, na sve tri lokacije, mesec sa najvećom količinom padavina je jun, a najsuvlji mesec je februar. Sa druge strane, godišnja prosečna količina padavina u Beogradu iznosi 670 mm, a u Ljubljani 1400 mm i Krškom 1057 mm.




**Slika 1. Merne lokacije**

## 2.2. ODREĐIVANJE SPECIFIČNE AKTIVNOSTI RADIONUKLIDA

Na mernom mestu Beograd, koje se nalazi u okviru Instituta za nuklearne nauke „Vinča“, uzorci aerosola prikupljeni su na filter papirima pomoću komercijalnih uzorkivača vazduha (F&J SPECIALTY PRODUCTS, prosečan protok vazduha 20 $m^3$/h, i srednja dnevna zapremina 600 $m^3$). Ukupna zapremina vazduha kroz uzorkivač tokom perioda uzorkovanja, koji je iznosio mesec dana, merena je meračem protoka. Prikupljeni filter papiri su spaljivani na 380 °C i od njih je formiran kompozitni mesečni uzorak (prosečne zapremine $15 \cdot 10^3$ $m^3$). Kompozitni uzorci su za potrebe merenja smešteni u pastične bočice.

Specifična aktivnost radionuklida u mesečnim uzorcima određena je standardnom metodom gama spektrometrije na tri Canberra High-Purity Germanium (HPGe) detektora sa relativnom efikasnošću od 18%, 20% i 50%. Svi dektori su u olovnom kućištu koje omogućava merenja niskih aktivnosti. Više informacija o proceduri merenja može se naći u [11,13,14]. Specifična aktivnost Be-7 određena je na gama energiji od 477 keV, a Pb-210 na 46 keV.

Merenja na mernim mestima Ljubljana i Krško sprovedena su u okviru programa monitoringa životne sredine Instituta „Jožef Stefan“. Kao i na mernom mestu Beograd, uzorci aerosol prikupljeni su pomoću uzorkivača vazduha, a pojedinačni uzorci grupisani su tako da daju kompozitni mesečni uzorak. Specifične aktivnosti radionuklida takođe su određivane standardnom metodom gama spektrometrije, na nekoliko HPGe detektora efikasnosti do 70%. Više detalja o proceduri merenja može se naći u [15].

Podaci o srednjim mesečnim specifičnim aktivnostima Be-7 i Pb-210 na sve tri lokacije dostupni su za period 1991–2015, te je za svaku lokaciju i za svaki ispitani radionuklid obuhvaćen skup od oko 300 tačaka.

## 2.3. METEOROLOŠKI PARAMETRI

U ovom radu razmotrili smo povezanost srednjih mesečnih specifičnih aktivnosti Be-7 i Pb-210 i srednjih mesečnih vrednosti: temperature (*T*), oblačnosti (*CC*), relativne vlažnosti vazduha (*HU*), količine padavina (*RR*) i atmosferskog pritiska (*PP*). Meteorološki podaci za Beograd preuzeti su od European Climate Assessment & Dataset (ECA&D) [16] i Republičkog hidrometeorološkog zavoda (http://www.hidmet.gov.rs/ciril/meteorologija/klimatologija_godisnjaci.php), dok su podaci za merna mesta u Sloveniji dobijeni od Agencije Republike Slovenije za okolje (http://meteo.arso.gov.si/met/sl/app/webmet/). Na mernom mestu Krško, podaci za atmosferski pritisak nisu bili dostupni.

## 2.4. FAKTORSKA ANALIZA

Faktorska analiza je multivarijanta metoda pomoću koje se mogu identifikovati zajedničke karakteristike, tj. uticaji koji leže u osnovi ponašanja više varijabli (http://statlab.fon.bg.ac.rs/wp-content/uploads/2015/06/Faktorska-analiza.pdf). U ovom radu, faktorska analiza izvršena je pomoću programa dostupnog na Internetu [17].

Ukratko, metodom faktorske analize mogu se izdvojiti grupe varijabli među kojima postoji velika zavisnost, a u čijoj osnovi leži zajednički uticaj koji se u ovoj metodi naziva „faktor“. Po pretpostavci faktorske analize, sami faktori ne mogu se izmeriti direktno, a na njihovo postojanje ukazuje odnos između promenljivih na koje ovi faktori utiču. Faktori mogu biti specifični i zajednički. Specifični faktori imaju uticaj samo

na jednu od posmatranih varijabli, za razliku od zajedničkih faktora koji utiču na više promenljivih.
Uticaj pojedinih faktora na posmatrane varijable iskazuje se preko „faktorskog opterećenja“ čiji kvadrat daje udeo, koji objašnjava posmatrani faktor, u varijansi date varijable. Komunalitet predstavlja zbir kvadrata faktorskih opterećenja svih faktora, i predstavlja onaj deo varijanse varijable koji je objašnjen tim faktorima. Jedan od zadataka u faktorskoj analizi je interpretacija zajedničkih faktora, što podrazumeva i izbor adekvatnih naziva.

## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

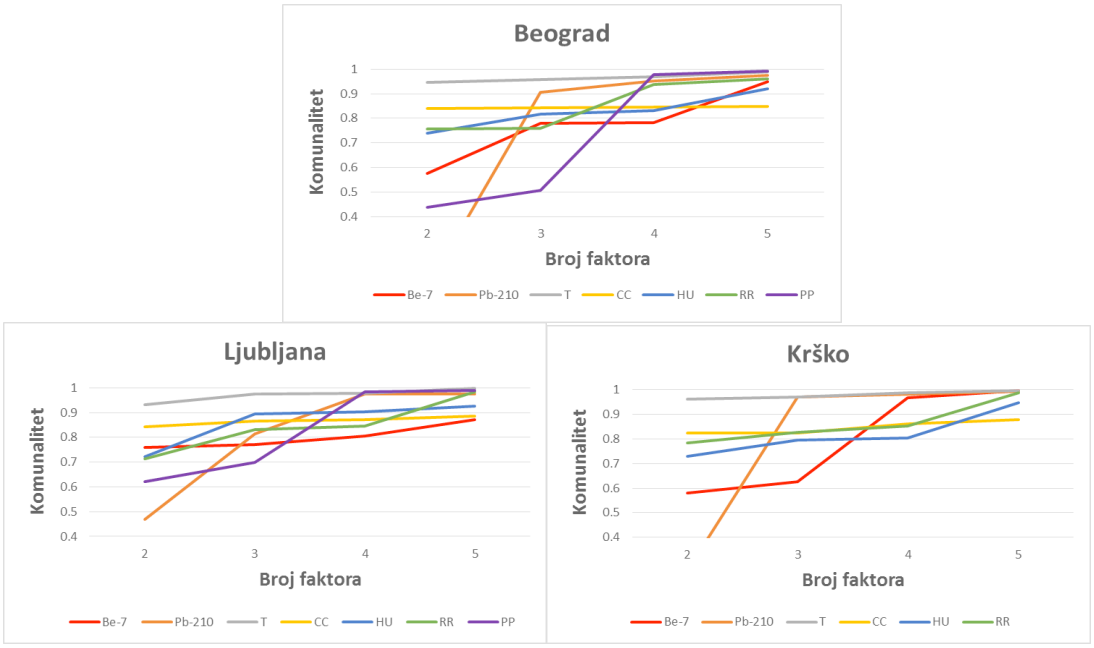
U prvom koraku, faktorska analiza urađena je za dva faktora, i njihova faktorska opterećenja data su u tabeli 1. Na svim lokacijama, faktor 1 dominantan je za specifičnu aktivnost Be-7, temperaturu, oblačnost i relativnu vlažnost, dok je faktor 2 dominantan za specifičnu aktivnost Pb-210, količinu padavina i atmosferski pritisak. Komunalitet ova dva faktora za sve varijable veći je od 0,5 (50%) osim za specifičnu aktivnost Pb-210 na svim lokacijama i atmosferski pritisak u Beogradu (sl. 2).
Kako komunalitet predstavlja onaj deo varijanse posmatrane varijable koji je objašnjen datim brojem faktora, iz gornjeg sledi da već dva zajednička uticaja objašnjavaju više od 50% varijanse za većinu posmatranih varijabli. Ovi uticaji mogli bi da se klasifikuju kao „regionalni“ i „lokalni“. Faktor 1 koji je dominantan zajednički faktor za meteorološke parametre regionalnog karaktera: temperaturu, oblačnost i vlažnost vazduha, verovatno da u svojoj osnovi i ima mehanizam sinoptičkih razmera. Faktor 2 koji ima najveće faktorsko opterećenje za količinu padavina, može se okarakterisati kao lokalni mehanizam. Sa druge strane, povezanost ovog faktora sa atmosferskim pritiskom nije sasvim jasna.

**Tabela 1. Matrica faktorske strukture za dva faktora**

| | Faktor 1 | | Faktor 2 | |
|---|---|---|---|---|
| **Merno mesto** | **varijabla** | **faktorsko opterećenje** | **varijabla** | **faktorsko opterećenje** |
| Beograd | *Be-7* | 0,76 | *Pb-210* | -0,28 |
| | *T* | 0,96 | *RR* | 0,87 |
| | *CC* | -0,84 | *PP* | -0,57 |
| | *HU* | -0,81 | | |
| Ljubljana | *Be-7* | 0,87 | *Pb-210* | -0,66 |
| | *T* | 0,90 | *RR* | 0,83 |
| | *CC* | -0,87 | *PP* | -0,79 |
| | *HU* | -0,84 | | |
| Krško | *Be-7* | 0,75 | *Pb-210* | -0,51 |
| | *T* | 0,71 | *RR* | 0,81 |
| | *CC* | -0,91 | *PP* | / |
| | *HU* | -0,85 | | |

Faktorska opterećenja regionalnog i lokalnog faktora ukazuju da su specifične aktivnosti Be-7 i Pb-210 pod različitim dominantnim mehanizmima. Na koncentraciju Be-7 u prizmenom sloju vazduha najviše utiču atmosferski procesi velikih razmera, dok lokalni procesi, kao što je količina padavina, imaju najjači uticaj na koncentraciju Pb-210.

Da bismo dalje ispitali zajedničke uticaje na specifične aktivnosti Be-7 i Pb-210, i meteorološke parametre, broj faktora u faktorskoj analizi povećali smo na tri, četiri i pet. Rezultati za sva tri merna mesta dati su na slici 2.
Kao što je već rečeno, na sva tri merna mesta, komunalitet već dva faktora veći je od 0,5 (50%) za većinu posmatranih varijabli (sl. 2). Izuzetak su atmosferski pritisak u Beogradu i specifična aktivnost Pb-210 na svim lokacijama. Uvođenjem trećeg faktora komunalitet za sve ispitivane varijable na svim lokacijama raste na preko 50%.




**Slika 2. Rezultati faktorske analize za Beograd, Ljubljanu i Krško. Na x-osi dat je broj faktora (od dva do pet), a na y-osi komunalitet datog broja faktora za svaku od razmotrenih varijabli**

Konkretno, u Beogradu i Krškom, treći faktor se izdvaja kao specifičan faktor za koncentraciju Pb-210, jer objašnjava 91%, odnosno 95% njegove varijanse na ovim mernim mestima. U Ljubljani, pak, treći faktor objašnjava 80% varijanse specifične aktivnosti Pb-210, ali je ovaj faktor dominantan i za atmosferski pritisak u Ljubljani. Daljim povećanjem broja faktora na četiri i pet, specifična aktivnost Pb-210 ostaje kao izdvojena varijabla koju opisuje jedan specifičan faktor.
Sa druge strane, za specifičnu aktivnost Be-7 i u analizi tri faktora, dominantan je regionalni faktor čije je najveće opterećenje za srednju mesečnu temperaturu. Slično, kada se poveća broj faktora na četiri, na lokaciji Beograd i Ljubljana, dominantan faktor za ovu promenljivu takođe je najuticajniji i za srednju mesečnu temperaturu, oblačnost i relativnu vlažnost, odnosno regionalni uticaj i dalje je najjači. Na ovim mernim mestima, specifična aktivnost Be-7 ostaje vezana zajedničkim faktorom sa relativnom vlažnošću čak i kada se broj faktora poveća na pet. U Krškom, međutim, već u analizi četiri faktora jedan od njih izdvaja se kao specifičan faktor za koncentraciju Be-7.
Sprimanovi koeficijenti korelacije za oba radionuklida na različitim mernim mestima (tabela 2) takođe pokazuju da postoji jača povezanost specifičnih aktivnosti Be-7 na ispitivanim mernim mestima nego specifičnih aktivnosti Pb-210, što je u skladu sa

gornjim rezultatima da je specifična aktivnost Be-7 pod dominantnim uticajem regionalnog faktora, a Pb-210 lokalnog faktora. Analizom indeksa stagnacije, meteorološkog parametra koji obuhvata horizontalnu i vertikalnu razmenu vazduha kao i procese ispiranja atmosfere, i njegove povezanosti sa specifičnim aktivnostima ova dva radionuklida u studiji [18] dobijen je sličan rezultat: za razliku od Pb-210 koji je jako povezan sa ovim indeksom, veza između Be-7 i indeksa stagnacije nije pronađena.

**Tabela 2. Spirmanovi koeficijenti korelacije za specifične aktivnosti Be-7 i Pb-210 između parova mernih lokacija**

| radionuklid | Beograd - Ljubljana | Beograd - Krško | Ljubljana - Krško |
|---|---|---|---|
| Be-7 | 0,59 | 0,32 | 0,70 |
| Pb-210 | 0,28 | 0,16 | 0,62 |

Visoka zavisnost koncentracije Pb-210 od lokalnih uslova mogla bi da se pripiše uticaju koji oni imaju na sam izvor ovog izotopa–emanaciju radona-222 iz tla. Na brzinu emanacije utiču mnogobrojni faktori, kao što su pokrivenost tla snegom ili ledom, ali i vlaga u zemljištu [19]. Na taj način, količina padavina može dvostruko da utiče na količinu Pb-210 u vazduhu: kroz njegovo spiranje iz atmosfere, ali i preko smanjene emanacije radona-222 usled povećanja vlage u tlu [20].

U analizi dva faktora (tab. 1) faktorska opterećenja ukazuju na zakonitost koja važi i za veći broj faktora: 1) direktna proporcionalnost između specifične aktivnosti Be-7 i srednje temperature, kao i obrnuta proporcionalnost sa oblačnošću i relativnom vlažnošću; i 2) direktna proporcionalnost specifične aktivnosti Pb-210 sa atmosferskim pritiskom, odnosno obrnuta proporcionalnost sa količinom padavina.

Ovi rezultati u skladu su sa korelisanošću koje su pokazale ranije studije. Na primer, specifična aktivnost Be-7 pozitivno je korelisana sa temperaturom [8,12,21–23], a negativno sa oblačnošću [24] i relativnom vlažnošću [23], dok je specifična aktivnost Pb-210 obrnuto korelisana sa količinom padavina [12,18,21,22], i direktno sa atmosferskim pritiskom [12].

Perzistentna povezanost između specifične aktivnosti Be-7 i temperature koju daje faktorska analiza u skladu je sa rezultatima studije [20] u kojoj je temperatura identifikovana kao jedini parametar sa značajnim uticajem na koncentraciju Be-7 u vazduhu. Ovaj rezultat dalje pokazuje i na mogućnost da koncentracija Be-7 u prizemnom sloju atmosfere bude jedan od indikatora klimatskih promena. Naime, kako su obe varijable pod uticajem istog faktora, sledi da se sa promenama temperature mogu očekivati i promene u ponašanju Be-7. U studiji [25], tokom 1970–1997 pokazan je opadajući trend specifične aktivnosti Be-7 na većini od 23 ispitivana merna mesta geografskih širina od 90°S do 45°N. Kao mogući uzrok ovog trenda navedena je značajna promena u vertikalnom transportu Be-7 na koji utiče temperatura [25], mada autori nisu isključili mogućnost uticaja koje mogu imati promene u količini padavina.

## 4. ZAKLJUČAK

Faktorska analiza specifičnih aktivnosti Be-7 i Pb-210 u prizemnom sloju atmosfere, kao i pet meteoroloških parametara, sprovedena je na rezultatima merenjima koja su tokom 1991–2015 izvedena u Beogradu, Ljubljani i Krškom.

Rezultati ukazuju na to da se specifična aktivnost Be-7 nalazi pod dominantnim uticajem regionalnog faktora koji je zajednički faktor i za temperaturu, oblačnost i relativnu vlažnost vazduha. Na koncentraciju Pb-210, sa druge strane, faktorska analiza pokazuje da lokalni parametri imaju veći uticaj. U ovu grupu varijabli spada i količina padavina. Kada se, međutim, u analizi poveća broj faktora, za Pb-210 se već na tri faktora izdvaja faktor koji sam objašnjava preko 80% varijanse ovog radionuklida, što ukazuje na specifičnu povezanost različitih parametara koji utiču na njegov izvor i ponor u atmosferi. Berilijum-7, sa druge strane, ostaje povezan uglavnom sa temperaturom preko dominantnog faktora čak i kada se dozvoli veći broj zajedničkih uticaja, tj. poveća broj faktora u analizi na tri i četiri.

Takođe je uočena zakonitost koja važi bez obzira na broj faktora razmatranih u analizi: 1) direktna proporcionalnost između specifične aktivnosti Be-7 i srednje temperature, kao i obrnuta proporcionalnost sa oblačnošću i relativnom vlažnošću; i 2) direktna proporcionalnost specifične aktivnosti Pb-210 sa atmosferskim pritiskom, odnosno obrnuta proporcionalnost sa količinom padavina.

## 5. ZAHVALNICA

Ovaj rad je realizovan u okviru projekta „Istraživanje klimatskih promena na životnu sredinu: praćenje uticaja, adaptacija i ublažavanje“ (43007) koji finansira Ministarstvo prosvete, nauke i tehnološkog razvoja Republike Srbije u okviru programa Integrisanih i interdisciplinarnih istraživanja za period 2011-2017. godine. Autori se posebno zahvaljuju Borutu Brezniku iz Nuklearne elektrane „Krško“ na podršci i dozvoli za objavljivanje podataka.

## 6. LITERATURA

[1] D. Lal, B. Peters. Cosmic ray produced radioactivity on the earth. *Handb. Phys.* 46, 1967, 551–612.

[2] P. Carvalho. Origins and concentrations of $^{222}$Rn, $^{210}$Pb, $^{210}$Bi and $^{210}$Po in the surface air at Lisbon, Portugal, at the Atlantic edge of the European continental landmass. *Atmos. Environ.* 29, 1995, 1809–1819.

[3] D. M. Koch, D. J. Jacob, W. C. Graustein. Vertical transport of tropospheric aerosols as indicated by $^{7}$Be and $^{210}$Pb in a chemical tracer model. *J. Geophys. Res.* 101, 1996, 18651–18666.

[4] T. Tokieda, K. Yamanaka, K. Harada, S. Tsunogai. Seasonal variations of residence time and upper atmospheric contribution of aerosols studied with $^{210}$Pb, $^{210}$Bi, $^{210}$Po and $^{7}$Be. *Tellus B* 48, 1996, 690–702.

[5] U. Heikkilä, J. Beer, V. Alfimov. Beryllium-10 and beryllium-7 in precipitation in Dübenfdorf (440 m) and at Jungfraujoch (3580 m) Switzerland, (1998–2005). *J. Geophys. Res.*113, 2008, doi:10.1029/2007JD009160.

[6] E. F. Danielsen. Stratospheric-tropospheric exchange based on radioactivity, ozone and potential vorticity. *J. Atmos. Sci.* 25, 1968, 502–518.

[7] Y. J. Balkanski, D. J. Jacob, G. M. Gardner, W. C. Graustein, K. K. Turekian. Transport and residence times of tropospheric aerosols inferred from a global three-dimensional simulation of $^{210}$Pb. *J. Geophys. Res.*, 1993, 20573–20586.

[8] M. K. Pham, M. Betti, H. Nies, P. P. Povinec. Temporal changes of $^{7}$Be, $^{137}$Cs and $^{210}$Pb activity concentrations in surface air at Monaco and their correlation with meteorological parameters. *J. Environ. Radioact.* 102, 2011, 1045–1054.

[9] C. Papastefanou, A. Ioannidou. Depositional fluxes and other physical characteristics of atmospheric beryllium–7 in the temperate zones (40°N) with a dry (precipitation-free) climate. *Atmos. Environ.* 25A, 1991, 2335–2343.

[10] D. Todorovic, D. Popovic, G. Djuric. Concentration measurements of $^{7}$Be and $^{137}$Cs in ground level air in the Belgrade City area. *Environ. Int.* 25, 1999, 59–66.

[11] J. Ajtić, D. Todorović, J. Nikolić, V. Djurdjević. A multi-year study of radioactivity in surface air and its relation to climate variables in Belgrade, Serbia. *Nucl. Technol. Radiat.* 28, 2013, 381–388.

[12] L. Tositti, E. Brattich, G. Cinelli, D. Baldacci. 12 years of $^{7}$Be and $^{210}$Pb in Mt. Cimone, and their correlation with meteorological parameters. *Atmos. Environ.* 87, 2014, 108–122.

[13] D. Todorovic, D. Popovic, S. Rajsic, M. Tasic. Radionuclides and Particulate Matter in Belgrade Air. In: M. A. Cato, ed., *Environmental Research Trends*, New York, Nova Science Publishers, Inc., 2007.

[14] D. Todorovic, D. Popovic, J. Nikolic, J. Ajtic. Radioactivity monitoring in ground level air in Belgrade urban area. *Radiat. Protect. Dosim.* 142, 2010, 308–313.

[15] D. Glavič-Cindro, M. Korun, M. Nečemer, B. Vodenik, B. Zorko. Evaluation of comparison and proficiency test results of gamma ray spectrometry at Jožef Stefan Institute from 1986 to 2014. *Appl. Radiat. Isot.* 109, 2016, 54–60.

[16] A. M. G. Klein Tank et al. Daily dataset of 20th-century surface air temperature and precipitation series for the European Climate Assessment. *Int. J. Climatol.* 22, 2002, 1441–1453.

[17] P. Wessa. Factor Analysis (v1.0.3) in Free Statistics Software (v1.1.23-r7), Office for Research Development and Education. 2014. http://www.wessa.net/rwasp_factor_analysis.wasp/

[18] H. Hötzl, R. Winkler. Activity Concentrations of $^{226}$Ra, $^{228}$Ra, $^{210}$Pb, $^{40}$K and $^{7}$Be and their Temporal Variations in Surface Air. *J. Environ. Radioact.* 5, 1987, 445–458.

[19] K. K. Turekian, Y. Nozaki, L. K. Benninger. Geochemistry of atmospheric radon and radon products. *Annu. Rev. Earth Planet Sci.* 5, 1977, 227–255.

[20] A. Ioannidou, M. Manolopoulou, C. Papastefanou. Temporal changes of $^{7}$Be and $^{210}$Pb concentrations in surface air at temperate latitudes (40°N). *Appl. Radiat. Isot.* 63, 2005, 277–284.

[21] M. Azahra, J. J. López-PeZalver, M. A. Camacho-GarcPa, C. González-Gómez, T. El Bardouni, H. Boukhal. Atmospheric concentrations of $^{7}$Be and $^{210}$Pb in Granada, Spain. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 261, 2004, 401–405.

[22] C. DueZas, M. C. Fernández, S. CaZete, M. Pérez. $^{7}$Be to $^{210}$Pb concentration ratio in ground level air in Málaga (36.7°N, 4.5°W). *Atmos. Res.* 92, 2009, 49–57.

[23] F. PiZero GarcPa, M. A. Ferro GarcPa, M. Azahra. $^{7}$Be behaviour in the atmosphere of the city of Granada January 2005 to December 2009. *Atmos. Environ.* 47, 2012, 84–91.

[24] J. Hedfors, A. Aldahan, G. Possnert. Clouds and beryllium-7. *Nucl. Instrum. Meth. B* 268, 2010, 1129–1134.

[25] L. Jiwen, V. N. Starovoitova, D. P. Wells. Long-term variations in the surface air $^{7}$Be concentration and climatic changes. *J. Environ. Radioact.* 116, 2013, 42–47.

# FACTOR ANALYSIS OF THE BERYLLIUM-7 AND LEAD-210 SPECIFIC ACTIVITIES IN SURFACE AIR, AND METEOROLOGICAL PARAMETERS

**Jelena AJTIĆ[1], Darko SARVAN[1], Dragana TODOROVIĆ[2], Milica RAJAČIĆ[2], Jelena KRNETA NIKOLIĆ[2], Vladimir DJURDJEVIC[3], Benjamin ZORKO[4], Branko VODENIK[4], Denis GLAVIČ CINDRO[4] and Jasmina KOŽAR LOGAR[4]**

*1) University of Belgrade, Faculty of Veterinary Medicine, Belgrade, Serbia, jelena.ajtic@vet.bg.ac.rs, darko.sarvan@vet.bg.ac.rs*

*2) University of Belgrade, Vinča Institute of Nuclear Sciences, Laboratory for Environmental and Radiation Protection, Belgrade, Serbia,* beba@vinca.rs*, milica100@vinca.rs,* jnikolic@vinca.rs

*3) University of Belgrade, Faculty of Physics, Institute of Meteorology, Belgrade, Serbia, vdj@ff.bg.ac.rs*

*4) Jožef Stefan Institute, Ljubljana, Slovenia, benjamin.zorko@ijs.si, branko.vodenik@ijs.si, denis.cindro@ijs.si, jasmina.logar@ijs.si*

***ABSTRACT***

*An association between the beryllium-7 and lead-210 specific activities in surface air and meteorological parameters is investigated using factor analysis. The measurements were conducted in Belgrade, Republic of Serbia, and Ljubljana and Krško, Republic of Slovenia, over 1991–2015. In all the locations, the factor loadings of two factors show that: 1) the beryllium-7 specific activity is encompassed by factor 1 together with temperature, cloud cover and relative humidity; while 2) the lead-210 specific activity, precipitation and atmospheric pressure are described by factor 2. Although the communalities of only two factors are already larger than 0.5 for most of the variables, an introduction of a third factor raises the communalities of all the variables above 0.5. The results imply that the beryllium-7 and lead-210 are under different dominant underlying mechanisms. The concentration of beryllium-7 seems to be primarily influenced by a mechanism of a regional character which is also a predominant factor for temperature. This association between the beryllium-7 specific activity and temperature prevails even when the number of factors in the analysis is raised to three and four. The lead-210 specific activity, on the other hand, together with precipitation and atmospheric pressure, is under an influence of a local mechanism, but that relationship between the variables ceases to hold when the number of factors is raised to three, and more than 80% of the variance in the Pb-210 specific activity is explained by one specific factor.*

# MONITORING RADIOAKTIVNOSTI U ŽIVOTNOJ SREDINI U OKOLINI NUKLEARNIH OBJEKATA U SRBIJI TOKOM 2014-2016. GODINE

**Ivan KNEŽEVIĆ[1], Dragana TODOROVIĆ[2], Milica RAJAČIĆ[2], Jelena KRNETA NIKOLIĆ [2], Vesna RADUMILO[1], Nataša LAZAREVIĆ[1], Marija JANKOVIĆ[2], Gordana PANTELIĆ[2], Nataša SARAP[2], Dalibor ARBUTINA[1]**

*1) Javno preduzeće „Nuklearni objekti Srbije", Beograd, Srbija,*
ivan.knezevic@nuklearniobjekti.rs, vesna.radumilo@nuklearniobjekti.rs, natasa.lazarevic@nuklearniobjekti.rs, dalibor.arbutina@nuklearniobjekti.rs

*2) Institut za nuklearne nauke „Vinča", Beograd, Srbija,*
beba@vinca.rs, milica100@vinca.rs, jnikolic@vinca.rs, marijam@vinca.rs, pantelic@vinca.rs, natasas@vinca.rs

***SADRŽAJ***

*Monitornig radioaktivnosti u okolini nuklearnih objekata jeste skup merenja, obrade i interpretacije rezultata radijacionih i drugih parametara u cilju procene nivoa i kontrole izlaganja stanovništva i životne sredine. Javno preduzeće „Nuklearni objekti Srbije", kao jedini operator nuklearnih objekata i nosilac licenci za obavljanje nuklearnih aktivnosti u zemlji, u skladu sa važećom zakonskom regulativom, sprovodi monitoring radioaktivnosti u životnoj sredini u okolini nuklearnih objekata, i to ispitivanjem nivoa spoljašnjeg zračenja merenjem jačine ambijentalnog ekvivalenta doze i ambijentalnog ekvivalenta doze gama zračenja u vazduhu, relevantnim meteo-rološkim merenjima i modelovanjem disperzije radioaktivnih polutanata u graničnom sloju atomsfere. Kontrolu nivoa radioaktivne kontaminacije u vazduhu, padavinama, površinskim vodama, rečnom sedimentu, vodi za piće, podzemnim vodama, otpadnim vodama, zemljištu i hrani vrši Laboratorija za zaštitu od zračenja i zaštitu životne sredine Instituta za nuklearne nauke „Vinča", kao nezavisno ovlašćeno pravno lice. U radu je prikazan pregled reprezentativnih rezultata monitoringa za period od 2014. do 2016. godine. U ispitivanim uzorcima iz životne sredine su detektovani prirodni radionuklidi u koncentracijama karakterističnim za ispitivane medijume. Od proiz-vedenih radionuklida je detektovan samo $^{137}Cs$, čije je prisustvo u životnoj sredini u detektovanim nivoima koncentracije posledica nuklearnih proba i akcidenata. Rezultati ispitivanja nivoa spoljašnjeg zračenja pokazuju da nije bilo odstupanja od sigurnog režima rada nuklearnih objekata.*

## 1. UVOD

Monitoring radioaktivnosti u životnoj sredini u okolini nuklearnih objekata obavlja se duže od 40 godina na lokaciji kompleksa Institut za nuklearne nauke „Vinča" - Javno preduzeće „Nuklearni objekti Srbije" (u daljem tekstu: kompleks Institut - Javno preduzeće), od trenutka uspostavljanja sistema monitoringa u toku rada istraživačkog nuklearnog reaktora RA, pa sve do danas. Odlukom Vlade Republike Srbije [1] o osnivanju javnog preduzeća za upravljanje nuklearnim objektima delatnost sistematskog ispitivanja radioaktivnosti u životnoj sredini u okolini nuklearnih objekta je poverena Javnom preduzeću „Nuklearni objekti Srbije". Nuklerani objekti na lokaciji kompleksa Institut - Javno preduzeće jesu istraživački nuklearni reaktor RA, ekperimentalni reaktor nulte snage RB, stari hangari za skladištenje radioaktivnog otpada H1 i H2, novi hangar

H3 za skladištenje radioaktivnog otpada, i bezbedno skladište jakih izvora jonizujućih zračenja BS. Stupanjem na snagu *Zakona* [2] i *Pravilnika o monitoringu radioaktivnosti* [3] usvojeni su i uređeni načini i uslovi sistematskog ispitivanja radioaktivnosti u životnoj sredini u okolini nuklearnog objekta, kao niz radnji od koncipiranja programa, preko šeme mernih mesta i metoda uzorkovanja, pripreme uzoraka i merenja, do interpretacije rezultata i procene efekata dejstva zračenja. Procena izlaganja stanovništva usled rada nuklearnog objekta vrši se kontrolom nivoa radioaktivne kontaminacije životne sredine u okolini nuklearnog objekta i ispitivanjem nivoa spoljašnjeg zračenja. U okviru monitoringa radioaktivnosti u okolini nuklearnih objekata u Javnom preduzeću, vrši se uzorkovanje i merenje sadržaja radioaktivnih nuklida u vazduhu, padavinama, površinskim vodama, rečnom sedimentu, vodi za piće, podzemnim vodama, zemljištu i hrani. U skladu sa *Pravilnikom* [3], Laboratorija za zaštitu od zračenja i zaštitu životne sredine Instituta za nuklearne nauke „Vinča", kao nezavisno ovlašćeno pravno lice vrši uzorkovanje i kontrolu nivoa radioaktivne kontaminacije u navedenim medijumima. Javno preduzeće, na osnovu dobijenih ovlašćenja i u okviru svojih kapaciteta, vrši merenje nivoa spoljašnjeg zračenja i kontrolu ispuštanja efluenata na ventilacionim otvorima nuklearnih objekata, relevantna meteorološka merenja na lokaciji kao i matematičko modelovanje atmosferske disperzije radionuklida emitovanih u granični sloj atmosfere.

## 2. METODE UZORKOVANJA I MERENJA

Uzorkovanje aerosola iz prizemnog sloja atmosfere radi se kontinuirano prosisavanjem vazduha sa konstantnim protokom 30 – 60 $m^3$/h kroz filter papire relativne efikasnosti 81% na četiri merna mesta (dva mesta na lokaciji nuklearnih objekata, jedno merno mesto u obližnjem naselju i jedno referentno mesto u gradu). Mineralizacijom filter papira sa jednog mernog mesta, na temperaturi od 380 $^oC$, dobija se kompozitni mesečni uzorak za svako merno mesto.

Uzorci padavina sakupljaju se na pet mernih mesta (dva mesta na lokaciji nuklearnih objekata, dva merna mesta u obližnjim naseljima i jedno referentno mesto u gradu), neprekidno tokom meseca na uzorkivačima površine 0,24 $m^2$, na visini 1 m iznad tla, čime se dobijaju zbirni mesečni uzorci za svako merno mesto koji se zatim uparavaju do suvog ostatka i mineralizuju na 450 $^oC$. Referentno mesto u gradu, jedno merno mesto u obližnjem naselju i jedno mesto na lokaciji nuklearnih objekata za uzorkovanje padavina se poklapaju sa mestima uzorkovanja aerosola.

Površinske vode uzimaju se svakodnevno uzorkivačem zapremine 0,5 l, na osam mernih mesta u skladu sa programom kontrole. Uparavanjem svih dnevnih uzoraka do suvog ostatka, dobija se zbirni mesečni uzorak po svakom mernom mestu, koji se dalje mineralizuje na 450 $^oC$.

Rečni sediment se uzorkuje jednom godišnje, nizvodno i uzvodno od mesta ušća Bolečice u Dunav. Uzorci se pre merenja suše na 105 °C, prosejavaju i odmeravaju u geometriju merenja (Marinelli), koja se radi uspostavljanja radioaktivne ravnoteže zatapa pčelinjim voskom i odlaže 30 dana.

Zemljište se uzorkuje dva puta godišnje (proleće i jesen) na tri dubine, na tri lokacije prema programu kontrole. Uzorci se suše na 105 °C, prosejavaju i odmeravaju u geometriju merenja (Marinelli), koja se radi uspostavljanja radioaktivne ravnoteže zatapa pčelinjim voskom i odlaže 30 dana.

Uzorkovanje hrane se, na osnovu programa kontrole, radi jednom godišnje. Sezonsko voće se uzorkuje u dvorištu u obližnjem naselju, 200 m istočno od kompleksa Institut -

Javno preduzeće. Uzorak ribe uzima se nizvodno (Dunav kod Ritopeka) i uzvodno (Dunav kod Zemuna) od mesta uliva tečnih efluenata. Nivo radioaktivnosti u hrani se meri kada je hrana u svežem stanju.
Uzorkovanje vode za piće se vrši svakodnevnim uzimanjem po 0,2 litra iz gradskog vodovoda, a analiza se radi u uparenom i mineralizovanom zbirnom šestomesečnom uzorku.
Uzorak lišaja se uzima jednom godišnje u koritu potoka Mlake. Pre merenja, uzorak se suši na 105 $^{o}$C.
Podzemna voda se uzima iz bunara u krugu kompleksa Institut - Javno preduzeće, jednom u toku godine.
Priprema svih uzoraka za merenje se vrši u skladu sa preporukama Međunarodne agencije za atomsku energiju [4]. Merenja svih pripremljenih uzoraka vršena su gama-spektrometrijskom metodom, u trajanju od 60000 s, na germanijumskim detektorima visoke čistoće, firme *CANBERRA*, relativne efikasnosti 50%, 20% i 18%, i rezolucije 1,8 keV na energiji od 1332 keV. Za analizu spektara korišćen je softverski program *GENIE 2000*.
U okviru Javnog preduzeća, kontinualna merenja jačine ambijentalnog ekvivalenta doze gama zračenja u vazduhu vrše se na šest lokacija pomoću multifunkcionalnih monitora gama zračenja, gde je svaki od njih povezan sa dva energetski kompenzovana Gajger-Milerova (GM) brojača različite osetljivosti. GM brojači pokrivaju opseg jačina doza od prirodnog fona do akcidentalnih novoa, od 50 nSv/h do 1 Sv/h, sa linearnim energetskim odzivom u opsegu energija gama zračenja od 60 keV do 1,3 MeV unutar ±20%. Opseg doza na monitorima uređaja je dat u μSv i limitiran je do pet cifara i jednom cifrom dekadnog eksponenta.
Ambijentalni ekvivalenent doze gama zračenja u vazduhu se određuje integralno termoluminiscentnim (TL) dozimetrima na 34 mernih mesta na lokaciji kompleksa Institut - Javno preduzeće, jednom u tri meseca. Koriste se TL dozimetri bazirani na litijum fluoridu dopirani magnezijumom, bakrom i titanijumom, u opsegu energija gama kvanta od 5 keV do 1,5 MeV, i vrednostima doza od 50 μSv do 10 Sv. Čitanje i interna kalibracija dozimetara vrši se na TL čitaču *RE-2000* i kalibratoru *IR-2000* firme *Mirion Technologies.*
Dodatno, merenja radi kontrole ispuštanja efluenata u životnu sredinu vrše se uređajima koji su instalirani na izlazu dva ventilaciona centra. Vazdušna pumpa usisava vazduh i pod pritiskom ga propušta kroz filter traku. Aktivnost se direktno čita na displeju monitora radioaktivnosti vazduha *iCAM* firme *CANBERRA*, uz omogućen grafički prikaz.
Meteorološka merenja se obavljaju na dve klasične i jednoj stacionarnoj automatskoj meteorološkoj stanici na meteorološkom stubu, na lokaciji kompleksa Institut - Javno preduzeće. Automatska meteorološka stanica ima senzore koji su postavljeni na četiri nivoa meteorološkog stuba visine 40 m: na 1 m, 2 m, 10 m i 40 m. Merenja i analize meteoroloških podataka obezbeđuju se prema domaćim [5] i međunarodnim uputstvima [6] u cilju dobijanja ulaznih podataka za matematičke modele atmosferske disperzije radionuklida emitovanih u granični sloj atmosfere u okolini nuklearnih objekata u rutinskim i akcidentalnim uslovima.
Ulazni podaci za matematičko modeliranje obuhvataju podatke o izvoru sa fizičkim karakteristikama ventilacionih ispusta objekata, pretpostavku o jediničnoj emisiji pasivne supstance i meteorološke podatke sa automatske meteorološke stanice. Izmereni meteorološki podaci na meteorološkom stubu sa tri visine (2 m, 10 m i 40 m) šalju se na svaki

minut u centralni računar, zajedno sa direktno određenom klasom stabilnosti. U matematičkim modelima za rutinsku emisiju, koriste se dve vrste ulaznih meteoroloških podataka: klasični meteorološki podaci sa vremenskim korakom od jednog časa i gradijentni meteorološki podaci prikupljeni na meteorološkom stubu sa vremenskim korakom od 10 minuta. Pošto se srednja mesečna i srednja godišnja polja koncentracija modeluju sa meteorološkim podacima koji se prikupljaju praktično u realnom vremenu, ova polja se dobijaju na osnovu realizacije čitavog spektra meteoroloških situacija, brzine i pravca vetra, padavina i atmosferske stabilnosti, kao i ekstremnih meteoroloških uslova.

## 3. REZULTATI MERENJA

U tabelama 1, 2, 3, 4 i 5 su prikazane minimalne i maksimalne vrednosti specifične aktivnosti detektovanih radionuklida u uzorcima aerosola, padavina, površinskih voda, rečnog sedimenta i zemljišta, respektivno, za period 2014 - 2016. godine.

**Tabela 1. Opseg vrednosti specifične aktivnosti radionuklida u uzorcima aerosola, za period 2014 - 2016.**

| Radionuklid | | $^{137}$Cs | $^{210}$Pb | $^{7}$Be* |
|---|---|---|---|---|
| Specifična aktivnost [Bq/m$^3$] | Min | $6{,}0\cdot10^{-7}$ | $1{,}5\cdot10^{-4}$ | $1{,}7\cdot10^{-3}$ |
| | Max | $3{,}6\cdot10^{-5}$ | $2{,}9\cdot10^{-3}$ | $1{,}6\cdot10^{-2}$ |

*Specifična aktivnost je korigovana na sredinu perioda uzorkovanja (15. dan u mesecu)

**Tabela 2. Opseg vrednosti specifične aktivnosti radionuklida u uzorcima padavina, za period 2014 - 2016.**

| Radionuklid | | $^{137}$Cs | $^{7}$Be* | $^{40}$K |
|---|---|---|---|---|
| Specifična aktivnost [Bq/m$^2$] | Min | 0,04 | 1,00 | 1,18 |
| | Max | 0,18 | 130,00 | 37,00 |

*Specifična aktivnost je korigovana na sredinu perioda uzorkovanja (15. dan u mesecu)

**Tabela 3. Opseg vrednosti specifične aktivnosti radionuklida u uzorcima površinskih voda, za period 2014 - 2016.**

| Radionuklid | | $^{226}$Ra | $^{232}$Th | $^{40}$K | $^{137}$Cs | $^{238}$U | $^{235}$U |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Specifična aktivnost [Bq/l] | Min | 0,008 | 0,008 | 0,030 | 0,001 | 0,020 | 0,001 |
| | Max | 0,270 | 0,030 | 0,410 | 0,400 | 0,150 | 0,008 |

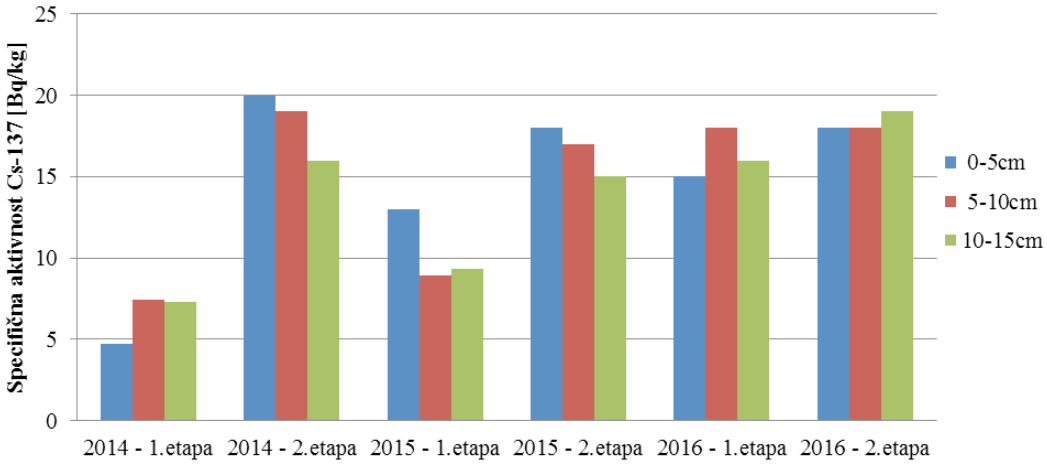
**Tabela 4. Opseg vrednosti specifične aktivnosti radionuklida u uzorcima rečnog sedimenta, za period 2014 - 2016.**

| Radionuklid | | $^{226}$Ra | $^{232}$Th | $^{40}$K | $^{137}$Cs | $^{238}$U | $^{235}$U |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Specifična aktivnost [Bq/kg] | Min | 20 | 27 | 345 | 0,3 | 21 | 1,1 |
| | Max | 40 | 41 | 580 | 16 | 50 | 2,3 |

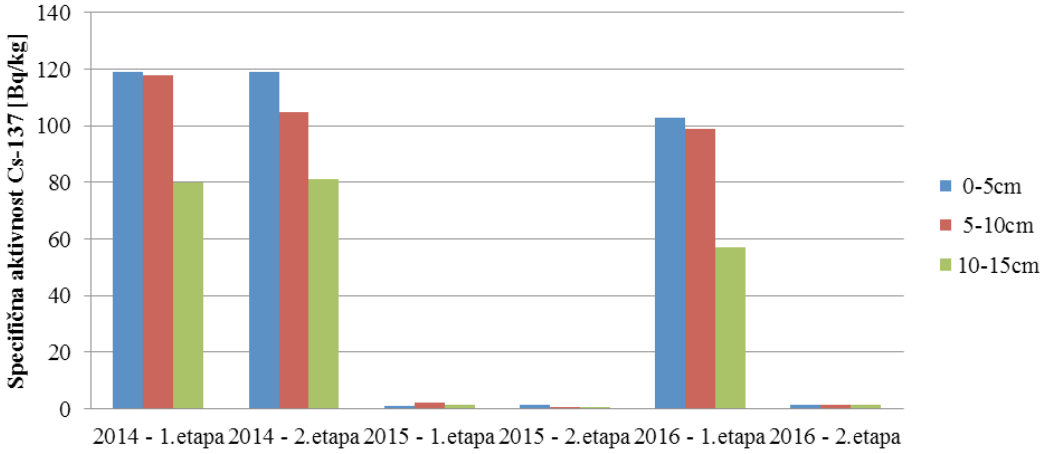
**Tabela 5. Opseg vrednosti specifične aktivnosti radionuklida u uzorcima zemljišta, za period 2014 - 2016.**

| Radionuklid | | $^{226}$Ra | $^{232}$Th | $^{40}$K | $^{137}$Cs | $^{238}$U | $^{235}$U |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Specifična aktivnost [Bq/kg] | Min | 24 | 36 | 438 | 0,8 | 27 | 1,5 |
| | Max | 57 | 70 | 660 | 119 | 79 | 4,2 |

Na slikama 1 i 2 je dat prikaz promene specifične aktivnosti $^{137}$Cs u uzorcima zemljišta merenih na tri dubine (0 – 5 cm, 5 – 10 cm i 10 – 15 cm) na dve merne lokacije (neposredna okolina hangara H3 za skladištenje radioaktivnog otpada i merno mesto Meteorološki stub u neposrednoj blizini reaktora RA i RB), po polugodišnjim etapama, za period 2014 - 2016.




**Slika 1. Prikaz promene specifične aktivnosti $^{137}$Cs u uzorcima zemljišta u neposrednoj okolini hangara H3 za skladištenje radioaktivnog otpada, po polugodišnjim etapama, za period 2014-2016.**




**Slika 2. Prikaz promene specifične aktivnosti $^{137}$Cs u uzorcima zemljišta na mernom mestu Meteorološki stub u neposrednoj blizini reaktora RA i RB, po polugodišnjim etapama, za period 2014-2016.**

Razlike u dobijenim vrednostima specifične aktivnosti $^{137}$Cs u uzorcima zemljišta prikazanih na slici 2 potiču od toga što se uzorkovanje na datom mernom mestu nije moglo vršiti u identičnoj tački zbog različite pristupačnosti terena tokom godine usled prisustva rastinja i vegetacije. Takođe, razlike u dobijenim vrednostima potiču i od kretanja i erozije tla, i spiranja zemljišta usled padavina.

U uzorcima hrane, $^{40}$K se kretao u opsegu od 27 Bq/kg do 310 Bq/kg, dok je $^{137}$Cs detektovan samo u jednoj ribi, uzorkovanoj nizvodno od nuklearnih objekata, ali u koncentraciji (0,16 Bq/kg) nižoj od 150 Bq/kg, propisane relevantnim *Pravilnikom* [7].

Detektovane specifične aktivnosti u uzorcima vode za piće kretale su se do 5,5 mBq/l za $^{226}$Ra, do 1,1 mBq/l za $^{232}$Th, do 63 mBq/l za $^{40}$K, do 0,5 mBq/l za $^{137}$Cs, do 11 mBq/l za $^{238}$U, i do 0,5 mBq/l za $^{235}$U. Dobijene vrednosti specifičnih aktivnosti detektovanih radionuklida su u skladu sa propisanim vrednostima u *Pravilniku* [7].

Izmerene specifične aktivnosti u uzorcima lišajeva kretale su se u intervalu od 16 Bq/kg do 42 Bq/kg za $^{226}$Ra, od 13 Bq/kg do 26 Bq/kg za $^{232}$Th, od 240 Bq/kg do 380 Bq/kg za $^{40}$K, od 25 Bq/kg do 300 Bq/kg za $^{7}$Be, i od 29 Bq/kg do 49 Bq/kg za $^{137}$Cs.

Od svih ispitanih uzoraka podzemnih voda, u samo jednom uzorku je detektovan $^{226}$Ra u koncentraciji od 0,08 Bq/l. U ostalim uzorcima, ispitani radionuklidi nisu detektovani.

U tabeli 6 date su minimalne, maksimalne i srednje godišnje vrednosti jačine ambijentalnog ekvivalenta doze gama zračenja u vazduhu na šest mernih lokacija definisanih programom kontrole, za period januar - decembar 2016.

**Tabela 6. Minimalne, maksimalne i srednje godišnje vrednosti jačine ambijentalnog ekvivalenta doze gama zračenja u vazduhu na šest mernih mesta u Javnom preduzeću „Nuklearni objekti Srbije", za period januar-decembar 2016.**

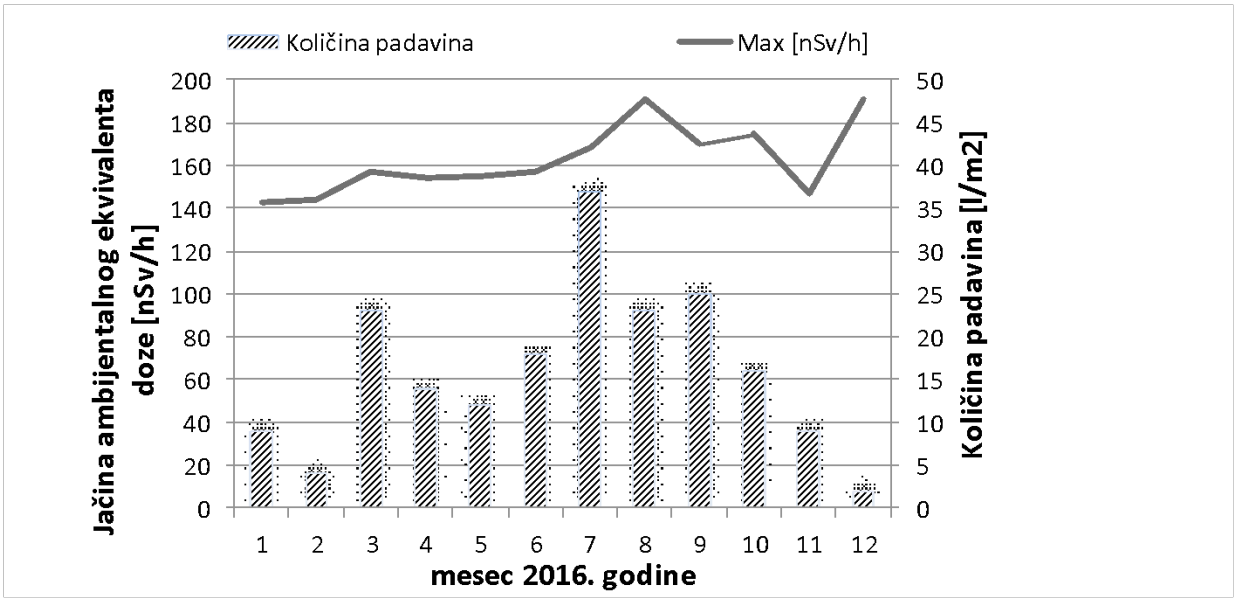
| Merno mesto | Jačina ambijentalnog ekvivalenta doze gama zračenja [nSv/h] | | |
|---|---|---|---|
| | Min | Max | Srednja vrednost |
| Reaktor RA | 52 | 180 | 109 |
| Hangar H3 (1) | 96 | 116 | 106 |
| Hangar H3 (2) | 93 | 147 | 105 |
| Bezbedno skladište BS | 100 | 175 | 113 |
| Meteorološki stub | 89 | 191 | 129 |
| Vodovod Vinča | 117 | 202 | 131 |

Srednja vrednost ambijentalnog ekvivalenta doze gama zračenja na tromesečnom nivou za period 2014 – 2016. godine na centru kompleksa Institut – Javno preduzeće, kao odabranom reprezentativnom mernom mestu za prikaz merenja iznosi 0,2 mSv.

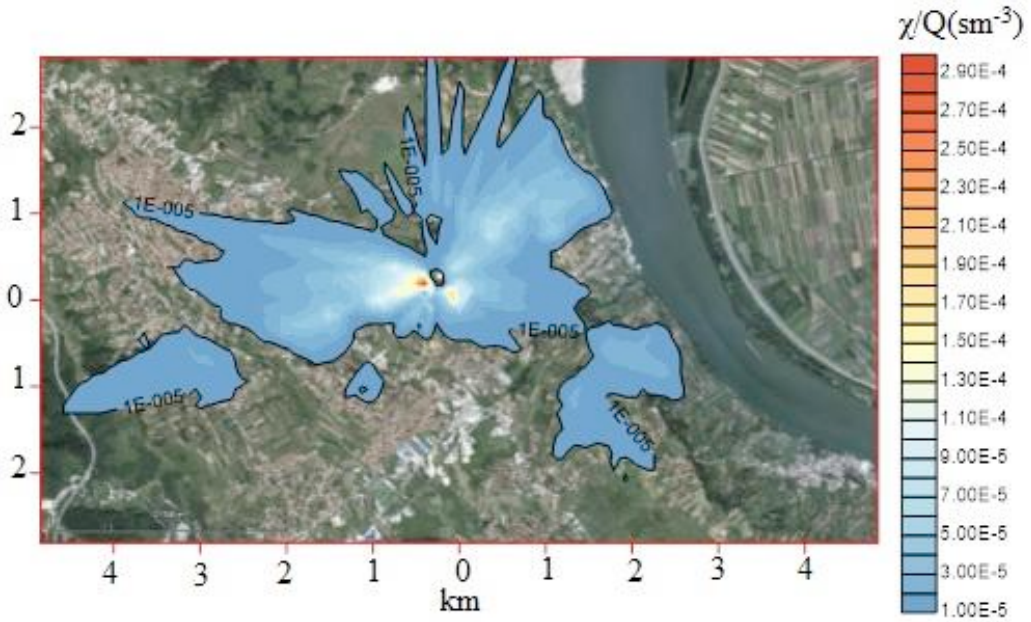
Na slici 3 prikazane su maksimalne mesečne vrednosti jačine ambijentalnog ekvivalenta doze gama zračenja u vazduhu u korelaciji sa maksimalnim dnevnim količinama padavina, za merno mesto Meteorološki stub u neposrednoj blizini reaktora RA i RB, za period januar - decembar 2016. Odabrani su rezultati samo sa jednog mernog mesta za 2016. godinu kao reprezentativni prikaz pomenute korelacije.

Jačina ambijentalnog ekvivalenta doze u opštem slučaju zavisi od geografske lokacije kao i radioaktivnog sadržaja lokalnih stena i zemljišta. Pored toga, jačina ambijentalnog ekvivalenta doze može zavisiti u određenoj meri i od različitih meteoroloških uslova. Tokom kišnog perioda, dolazi do spiranja radioaktivnih elemenata iz atmosfere na zemlju i povećanja ambijentalnog radijacionog nivoa u kratkom vremenskom periodu. U

prikazanom slučaju, jačina ambijentalnog ekvivalenta doze gama zračenja u vazduhu pokazuje varijacije vrednosti do približno dvostrukih vrednosti prirodnog fona, gde je fon 129 nSv/h.




**Slika 3. Maksimalne mesečne vrednosti jačine ambijentalnog ekvivalenta doze gama zračenja u vazduhu u korelaciji sa maksimalnim dnevnim količinama padavina, mesto Meteorološki stub, za period januar-decembar 2016.**




**Slika 4. Polja relativnih koncentracija za januar 2016.**

Rezultat matematičkog modeliranja za januar 2016. godine prikazan je na slici 4, i odabran je kao reprezentativni prikaz izgleda rezultata modeliranja. U postupku modeliranja zonirana je okolina hangara H3 sa scenarijom emisije iz ventilacionih ispusta hangara H3 i bezbednog skladišta jakih izvora BS. Najveća srednja godišnja koncentracija iznosi $0{,}32 \cdot 10^{-3}$ $sm^{-3}$ i dobijena je na rastojanju 165 metara od izvora –

hangara H3 u pravcu zapada. U toku 2016. godine i na srednjim godišnjim i na srednjim mesečnim poljima relativnih koncentracija zone maksimalnih koncentracija su na padinama brda koja okružuju hangare H3 i BS, na kotama koje odgovaraju efektivnim visinama izvora u stabilnim situacijama.

## 4. ZAKLJUČAK

Iz prikazanih rezultata monitoringa radioaktivnosti u uzorcima aerosola, padavina, površinskih voda, rečnog sedimenta, zemljišta, hrane, vode za piće, lišajeva i podzemnih voda iz životne sredine u okolini nuklearnih objekata, može se zaključiti da su detektovani prirodni radionuklidi u koncentracijama karakterističnim za odgovarajuće vrste ispitanih medijuma. Od proizvedenih radionuklida, detektovan je samo $^{137}$Cs, čije je prisustvo u životnoj sredini u detektovanim nivoima koncentracije posledica nuklearnih proba i akcidenata. Kontinualno merenje jačine ambijentalnog ekvivalenta doze gama zračenja u vazduhu pokazuje varijacije vrednosti do približno dvostrukih vrednosti prirodnog fona, što se dovodi u vezu sa uticajem meteoroloških parametara i uslova u životnoj sredini, imajući u vidu da nije bilo odstupanja od sigurnog režima rada nuklearnih objekata.

## 5. LITERATURA

[1] Odluka o osnivanju javnog preduzeća za upravljanje nuklearnim objektima u Republici Srbiji, Službeni glasnik Republike Srbije broj 50/09, 2009.
[2] Zakon o zaštiti od jonizujućih zračenja i o nuklearnoj sigurnosti, Službeni glasnik Republike Srbije broj 36/09, 2009. i broj 93/12, 2012.
[3] Pravilnik o monitoringu radioaktivnosti, Službeni glasnik Republike Srbije broj 97/11, 2011.
[4] Measurement of Radionuclides in Food and the Environment, A Guidebook, Technical Report Series No. 295, IAEA, Vienna, 1989.
[5] Uputstvo za osmatranja i merenja na glavnim meteorološkim stanicama, Savezni hidrometeorološki Zavod, Beograd, 1974.
[6] Guide to Meteorological Instruments and Methods of Observation, No. 8, World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland, 2008.
[7] Pravilnik o granicama sadržaja radionuklida u vodi za piće, životnim namirnicama, stočnoj hrani, lekovima, predmetima opšte upotrebe, građevinskom materijalu i drugoj robi koja se stavlja u promet, Službeni glasnik Republike Srbije broj 86/11, 2011. i broj 97/13, 2013.

# ENVIRONMENTAL RADIATION MONITORING AROUND NUCLEAR FACILITIES IN SERBIA OVER 2014 – 2016

**Ivan KNEŽEVIĆ[1], Dragana TODOROVIĆ[2], Milica RAJAČIĆ[2], Jelena NIKOLIĆ KRNETA[2], Vesna RADUMILO[1], Nataša LAZAREVIĆ[1], Marija JANKOVIĆ[2], Gordana PANTELIĆ[2], Nataša SARAP[2] and Dalibor ARBUTINA[1]**

*1) Public Company "Nuclear Facilities of Serbia", Belgrade, Serbia,*
ivan.knezevic@nuklearniobjekti.rs, vesna.radumilo@nuklearniobjekti.rs, natasa.lazarevic@nuklearniobjekti.rs, dalibor.arbutina@nuklearniobjekti.rs
*2) "Vinča" Institute of Nuclear Sciences, Belgrade, Serbia,*
beba@vinca.rs, milica100@vinca.rs, jnikolic@vinca.rs, marijam@vinca.rs, pantelic@vinca.rs, natasas@vinca.rs

***ABSTRACT***

*Environmental radiation monitoring around nuclear facilities is a set of measurements, processing and interpretation of the results of radiation and other parameters in order to assess the level and control of exposure of the population and environment to ionizing radiation. Public Company "Nuclear Facilities of Serbia", as the only operator of nuclear facilities and holder of licenses to perform nuclear activities in the country, in accordance with current legislation, conducts environmental radiation monitoring around nuclear facilities, by examining the level of external radiation through ambient gamma dose rate and ambient gamma dose measurements in the air, relevant meteorological measurements on site and modeling of a dispersion of radioactive pollutants in the boundary layer of atmosphere. Radioactive contamination level control of the air, precipitation, surface water, river sediment, drinking water, ground water, soil and food performs Laboratory for Radiation and Environmental Protection within Institute for Nuclear Sciences "Vinca", as an independent authorized entity. This paper presents an overview of the representative environmental radiation monitoring results for the period from 2014 to 2016. In the examined samples from the environment, the natural radionuclides were detected at concentration levels characteristic for the examined media in the environment. Of the produced radionuclides, only $^{137}Cs$ was detected, whose presence in the environment at detected concentration levels is the result of nuclear tests and accidents. The results of the radiation levels examination show that there was no deviation from the safe mode of operation of nuclear facilities.*

# KORELACIJA RADIJACIONIH PARAMETARA I KOLIČINE PADAVINA PRILIKOM MONITORINGA RADIOAKTIVNOSTI U OKOLINI NUKLEARNIH OBJEKATA

**Vesna RADUMILO, Ivan KNEŽEVIĆ, Dragana ŽARKOVIĆ, Dalibor ARBUTINA**

*Javno preduzeće "Nuklearni objekti Srbije", Vinča, Srbija,*
*vesna.radumilo@nuklearniobjekti.rs*

***SADRŽAJ***

*Deo monitoringa radioaktivnosti u životnoj sredini u okolini nuklearnih objekata u Javnom preduzeću "Nuklearni objekti Srbije" obuhvata ispitivanje nivoa radioaktivne kontaminacije vazduha, kao i relevantna meteorološka merenja na mikrolokaciji. U radu je prikazana korelacija promene jačine ambijentalnog ekvivalenta doze gama zračenja u vazduhu i količine padavina usled spiranja atmosfere. Merenja su vršena na lokaciji meteorološkog stuba na 114 metara nadmorske visine. Za prikaz odnosa između izmerenih radijacionih parametara i dnevnih količina padavina korišćena je varijacija ovih vrednosti tokom 2015. godine. Analizom ovog odnosa jasno se vidi uticaj intenzivne kiše na jačinu ambijentalnog ekvivalenta doze, što opravdava izmerene povećane vrednosti do kojih, u ovom slučaju, nije došlo usled eventualnog akcidentalnog ispuštanja radioaktivnih efluenata usled rada nuklearnih objekata.*

## 1. UVOD

Monitoring radioaktivnosti u životnoj sredini sprovodi se radi procene izloženosti stanovništva jonizujućim zračenjima, kako iz prirodnih tako i iz veštačkih izvora.

Prirodna radioaktivnost kao sastavni deo našeg okruženja i dalje predstavlja glavni izvor izlaganja radijaciji, sa doprinosom od 85,5% prosečne doze zračenja koje stanovništvo primi. U graničnom sloju atmosfere, prirodna radioaktivnost potiče najvećim delom od radona $^{222}$Rn i torona $^{220}$Rn, koji su prisutni u atmosferi u okviru prirodnih lanaca raspada uranijuma i torijuma. Ovi radioaktivni gasovi se dalje kroz vazduh šire turbulentnom difuzijom, a uklanjaju se iz atmosfere procesima kao što su suva i mokra depozicija. Suvom depozicijom gasovi usled gravitacione sile ili vazdušnim strujanjem padaju na tlo. Spiranje gasova padavinama, odnosno mokra depozicija u ovom radu je od posebnog interesa.

U okolini nuklearnih objekata, kao veštačkih izvora zračenja, sprovodi se monitoring radioaktivnosti u životnoj sredini u okolini nuklearnih objekata, u skladu sa *Zakonom* [1] i *Pravilnikom o monitoringu radioaktivnosti* [2]. Procena izlaganja stanovništva usled rada nuklearnog objekta vrši se kontrolom nivoa radioaktivne kontaminacije životne sredine u okolini nuklearnog objekta i ispitivanjem nivoa spoljašnjeg zračenja [2]. U Javnom preduzeću "Nuklearni objekti Srbije" se, u okviru monitoringa radioaktivnosti, dodatno vrše i meteorološka merenja, kao i modelovanje disperzije radioaktivnih polutanata u graničnom sloju atomsfere.

Jačina ambijentalnog ekvivalenta doze u opštem slučaju zavisi od geografske lokacije kao i radioaktivnog sadržaja lokalnih stena i tla. Pored toga, jačina ambijentalnog ekvivalenta doze može zavisiti u određenoj meri i od različitih meteoroloških uslova. Tokom kišnog perioda, dolazi do spiranja radioaktivnih elemenata iz atmosfere na zemlju i povećanja ambijentalnog radijacionog nivoa u kratkom vremenskom periodu.

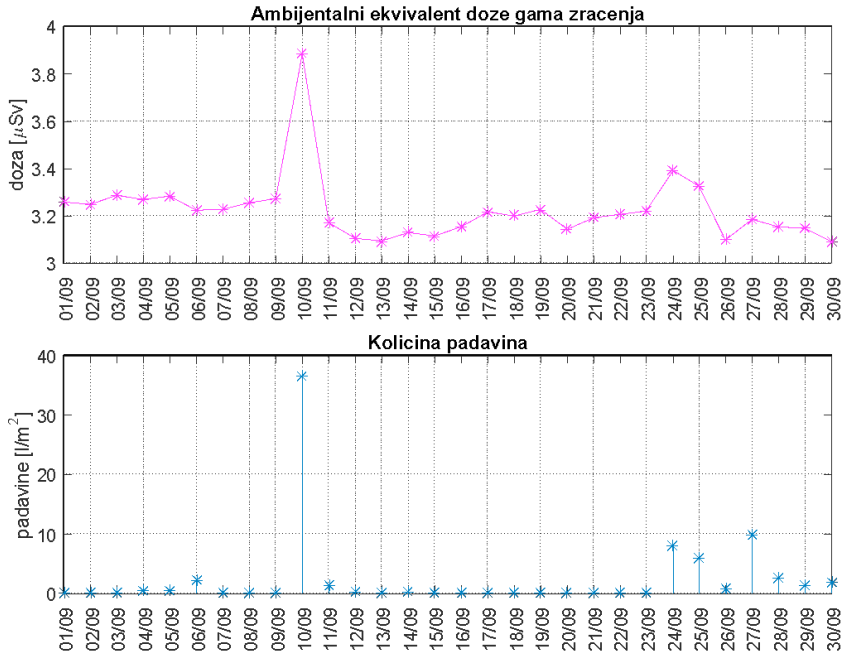
Kontinualno merenje jačine ambijentalnog ekvivalenta doze gama zračenja u vazduhu u okviru monitoringa radioaktivnosti u životnoj sredini u okolini nuklearnih objekata u Javnom preduzeću "Nuklearni objekti Srbije" vrši se u smislu kontrole ispunjenja uslova sigurnosti rada nuklearnih objekata i eventualne rane najave od odstupanja od redovnog režima rada. Stoga je veoma važno u realnom vremenu ustanoviti da li su eventualna povećanja i promene izmerenih vrednosti jačine ambijentalnog ekvivalenta doze gama zračenja u vazduhu posledica promene meteoroloških uslova ili nastanka radijacionog odnosno nuklearnog akcidenta.
U ovom radu, biće prikazana upravo korelacija promene jačine ambijentalnog ekvivalenta doze gama zračenja u vazduhu i količine padavina usled spiranja atmosfere.

## 2. TEHNIČKE KARAKTERISTIKE MERNIH UREĐAJA I METODA MERENJA

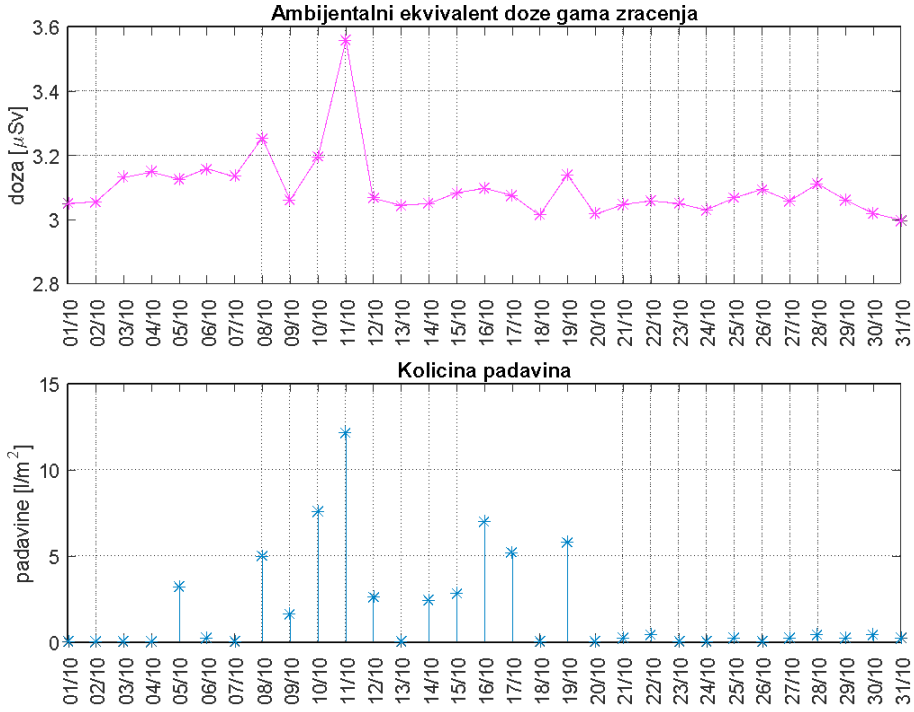
Kontinualno merenje jačine ambijentalnog ekvivalenta doze gama zračenja u vazduhu se obavlja gama monitorima *MFM 202* i *203*. Multifunkcionalni gama monitor je portabl instrument, povezan sa dva energetski kompenzovana Gajger-Milerova (GM) brojača različite osetljivosti. GM brojači pokrivaju opseg jačina doza od prirodnog fona do akcidentalnih novoa, od 50 nSv/h do 1 Sv/h, sa linearnim energetskim odzivom u opsegu energija gama zračenja od 60 keV do 1,3 MeV unutar ±20%. Opseg doza na monitorima uređaja je dat u μSv i limitiran je do 5 cifara i jednom cifrom dekadnog eksponenta.
Kontinualno merenje jačine doze se vrši na 6 lokacija u okolini u Javnom preduzeću "Nuklearni objekti Srbije" prema definisanom programu kontrole. U ovom radu će biti prikazana korelacija promene doze i jačine doze sa količinom padavina za merno mesto "meteorološki stub" na 114 m nadmorske visine, i to za karakteristične, kišne mesece tokom 2015.godine, gde se za Karakteristike mernog mesta potpuno odgovaraju zahtevima analize. Gajger-Milerovi brojači se nalaze na 1,3 m iznad travnate površine, bez zaklona, pored meteorološkog stuba.
Podaci o količini padavina se dobijaju automatskim električnim kišomerom sa grejačem na meteorološkom stubu, čija je rezolucija 0,2 mm [3,4]. Podaci su obrađeni softverom koji je sastavni deo automatske stanice i kojima se pristupa preko grafičkog korisničkog interfejsa, a koji se mogu dobiti u grafičkom i tabelarnom obliku. U ovom radu je urađena analiza pomoću ukupnih dnevnih količina padavina za određene kišne mesece, a za detaljniji prikaz korelacije za jačinom doze uzete su vrednosti polučasovne količine padavina.

## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

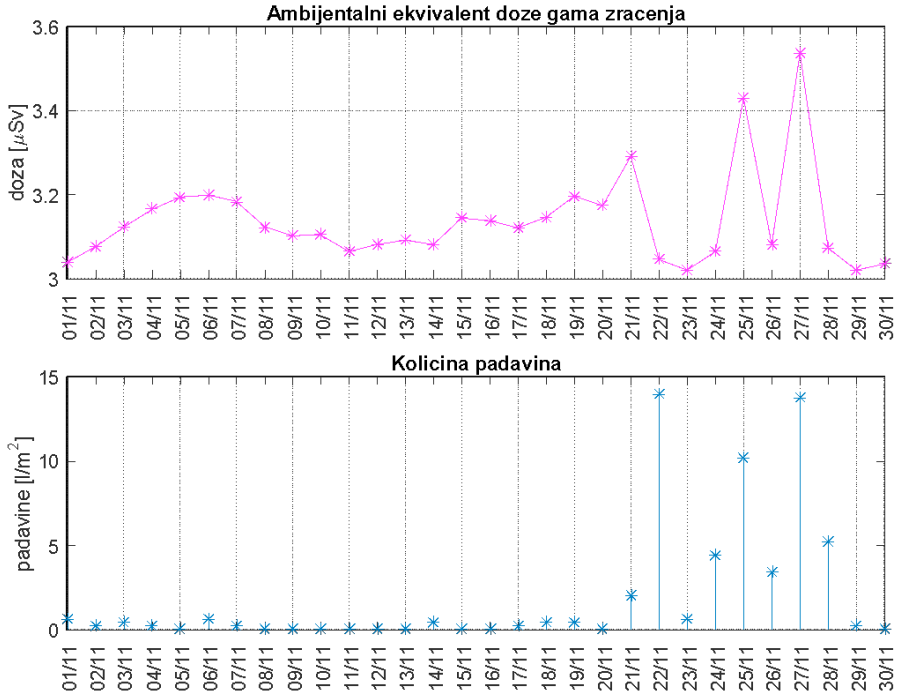
Na slikama 1, 2 i 3 prikazana je zavisnost vrednosti ambijentalnog ekvivalenta doze gama zračenja u vazduhu i količine padavina za mesece septembar, oktobar i novembar 2015. godine. Na slici 1 se može videti povišena vrednost doze 10. septembra, što se poklapa sa većom količinom padavina za taj dan. Slično, na slikama 2 i 3 se, u smislu jasne veze povećanja dnevne doze sa porastom količine padavina, mogu uočiti povišene vrednosti za period 11-12. oktobar, odnosno 25-28. novembar, respektivno.
Na slikama 4, 5, 6 i 7 su prikazane polučasovne promene vrednosti jačine ambijentalnog ekvivalenta doze gama zračenja u vazduhu, u korelaciji sa polučasovnom količinom padavina, za konkretne periode kada je primećena povišena dnevna vrednost ambijentalnog ekvivalenta doze gama zračenja, na mernom mestu "Meteorološki stub".



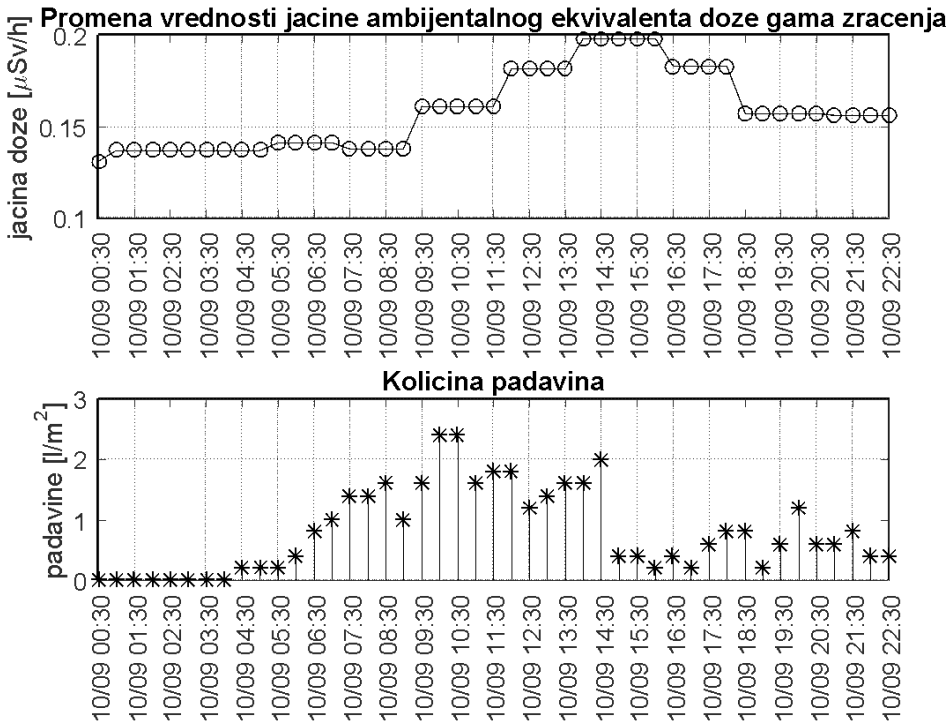

**Slika 1. Dnevne vrednosti ambijentalnog ekvivalenta doze gama zračenja u vazduhu [$\mu$Sv] i dnevne vrednosti količine padavina [l/m$^2$] za septembar 2015. godine na mernom mestu "Meteorološki stub"**



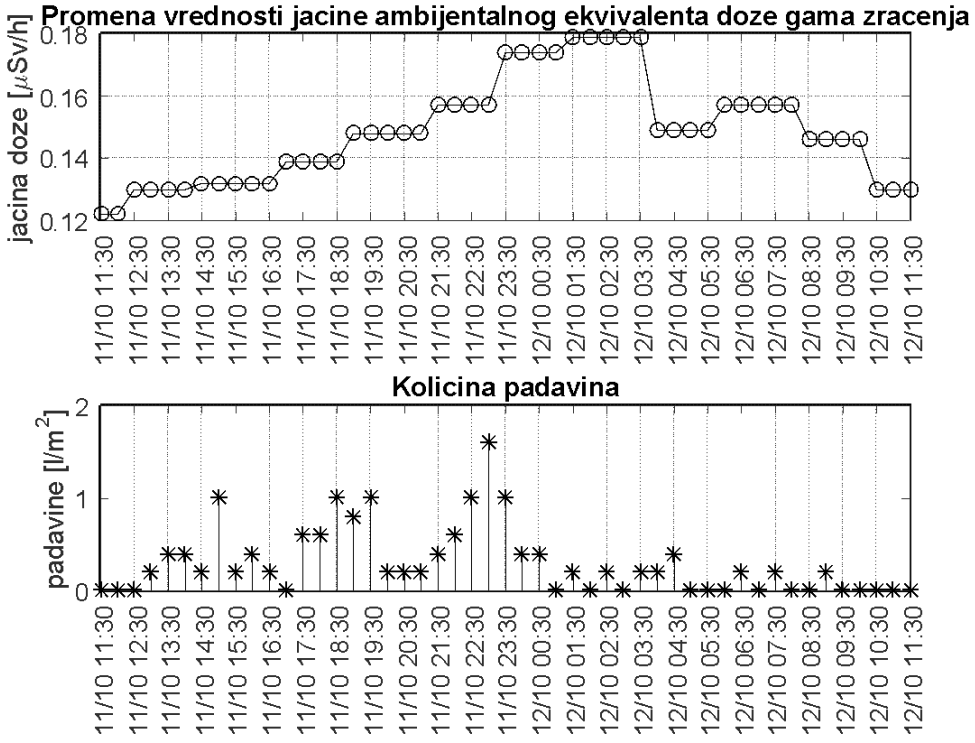

**Slika 2. Dnevne vrednosti ambijentalnog ekvivalenta doze gama zračenja u vazduhu [$\mu$Sv] i dnevne vrednosti količine padavina [l/m$^2$] za oktobar 2015. godine na mernom mestu "Meteorološki stub"**



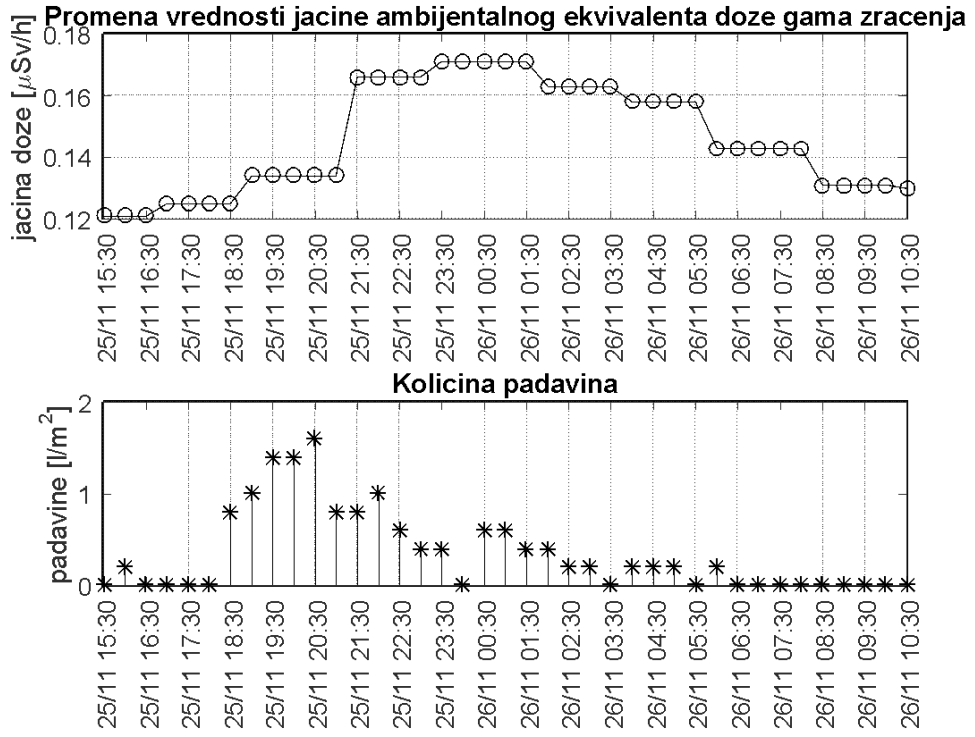

**Slika 3. Dnevne vrednosti ambijentalnog ekvivalenta doze gama zračenja u vazduhu [$\mu$Sv] i dnevne vrednosti količine padavina [l/m$^2$] za novembar 2015. godine na mernom mestu "Meteorološki stub"**



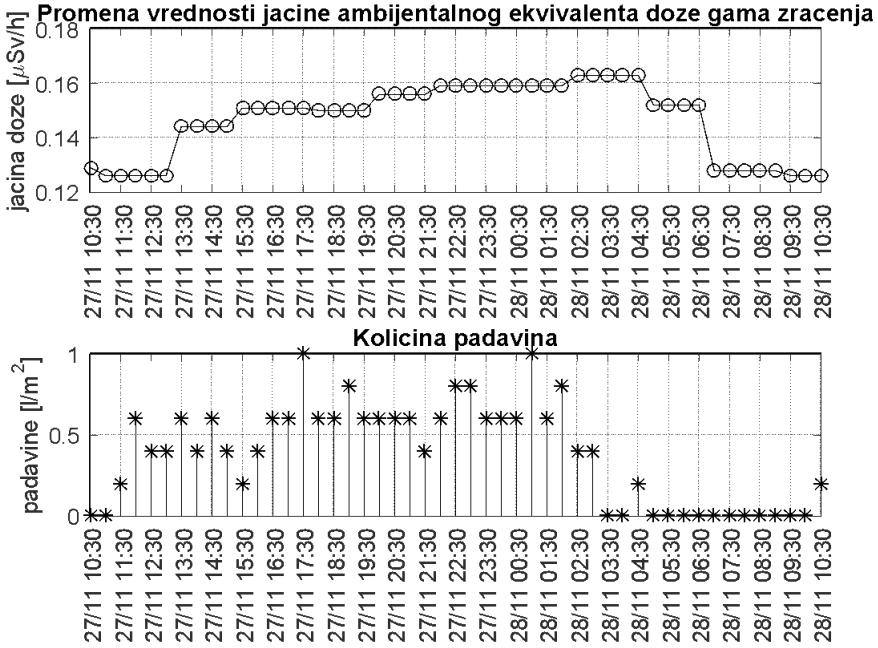

**Slika 4. Polučasovne promene vrednosti jačine ambijentalnog ekvivalenta doze u korelaciji sa polučasovnom količinom padavina, za 10. septembar 2015.**




**Slika 5. Polučasovne promene vrednosti jačine ambijentalnog ekvivalenta doze u korelaciji sa polučasovnom količinom padavina, za 11. i 12. oktobar 2015.**




**Slika 6. Polučasovne promene vrednosti jačine ambijentalnog ekvivalenta doze u korelaciji sa polučasovnom količinom padavina, za 25. i 26. novembar 2015.**




**Slika 7. Polučasovne promene vrednosti jačine ambijentalnog ekvivalenta doze u korelaciji sa polučasovnom količinom padavina, za 27. i 28. novembar 2015.**

Iz prikazanih rezultata jasno je da postoji određena korelacija između promene meteoroloških uslova, odnosno povećanja količine padavina u ispitivanom slučaju, i povećanja ambijentalnog ekvivalenta doze, odnosno jačine ambijentalnog ekvivalenta doze gama zračenja u vazduhu.

Pearsonov koeficijent korelacije predstavlja stepen linearne zavisnosti dve fizičke veličine, sa opsegom vrednosti od -1 do 1. Znak koeficijenta korelacije govori o tome na koji način dve fizičke veličine zavise jedna od druge. Negativna vrednost Pearsonovog koeficijenta govori o tome da će vrednost jedne fizičke veličine rasti dok će vrednost druge opadati. Vrednost Pearsonovog koeficijenta oko nule ukazuje na postojanje nelinearne zavisnosti dve veličine, dok njegova pozitivna vrednost govori o tome da će porast vrednosti jedne fizičke veličine indukovati porast druge fizičke veličine, sa kojom se korelacija posmatra. U tabeli 1 data je interpretacija opsega vrednosti Pearsonovog koeficijenta korelacije i na osnovu toga stepena korelacije [5].

**Tabela 1. Interpretacija opsega vrednosti Pearsonovog koeficijenta korelacije i na osnovu toga stepena korelacije**

| **Opseg vrednosti Pearsonovog koeficijenta korelacije** | Od -0,09 do 0,09 | Od -0,3 do -0,1 i od 0,1 do 0,3 | Od -0,5 do -0,3 i od 0,3 do 0,5 | Od -1 do -0,5 i od 0,5 do 1 |
|---|---|---|---|---|
| **Kvalitativan opis stepena korelacije** | Nekorelisan | Niska korelacija | Srednja korelacija | Jaka korelacija |

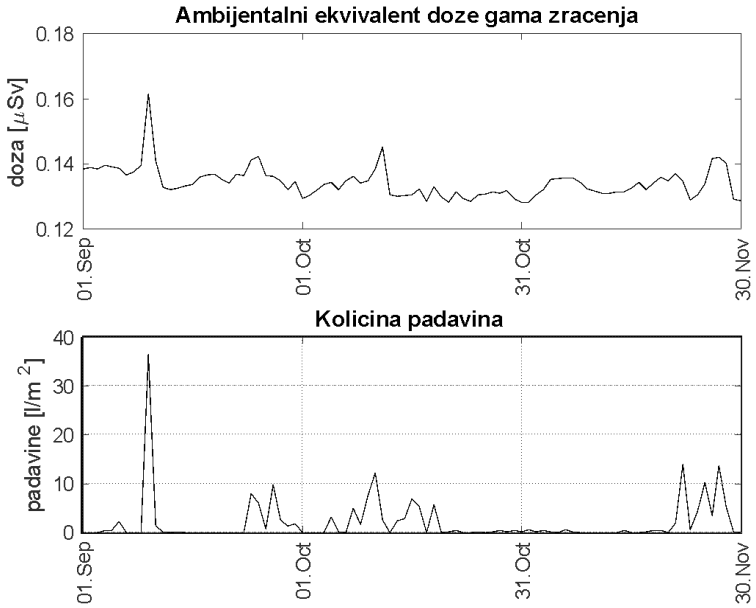
U cilju određivanja kvantitativne zavisnosti količine padavina i vrednosti ambijentalnog ekvivalenta doze, analizirani su podaci za jesen 2015. godine, kao reprezentativni period

за тражену зависност, што представља довољно добар узорак на основу кога је урађен приказ тражене корелације и одређен Pearsonov koeficijent korelacije po formuli

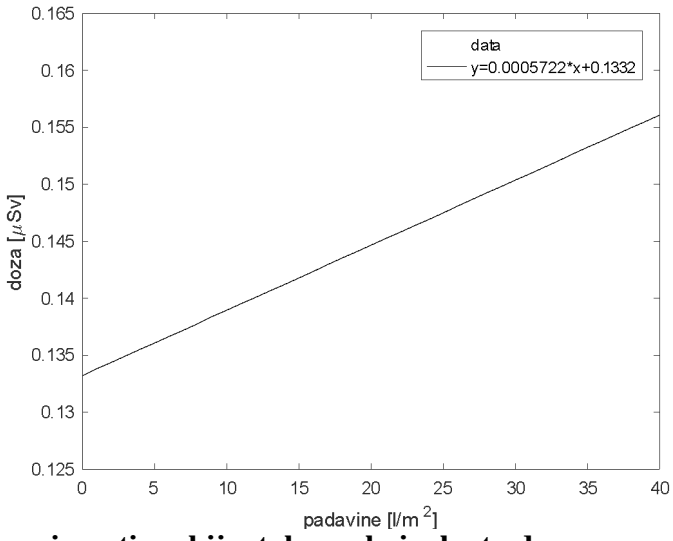
$$r = \frac{n\sum XY - \sum X \sum Y}{\sqrt{n\sum X^2 - \left(\sum X\right)^2}\sqrt{n\sum Y^2 - \left(\sum Y\right)^2}}$$

gde je dobijena vrednost od 0,63. Na osnovu prikazanih kriterijuma iz tabele 1, može se zaključiti da postoji jaka korelacija između vrednosti količine padavina i ambijentalnog ekvivalenta doze gama zračenja u vazduhu.

Na slikama 8 i 9, prikazane su vrednosti količine padavina i ambijentalnog ekvivalenta doze gama zračenja za ispitivani period, i kriva međusobne zavisnosti ovih veličina, respektivno.




**Slika 8. Prikaz vrednosti ambijentalnog ekvivalenta doze gama zračenja i količine padavina za jesen 2015. godine na mernom mestu "Meteorološki stub"**




**Slika 9. Prikaz zavisnosti ambijentalnog ekvivalenta doze gama zračenja i količine padavina za jesen 2015. godine na mernom mestu "Meteorološki stub"**

## 4. ZAKLJUČAK

U ovom radu je detaljno prikazano jasno postojanje korelacije između povišenih vrednosti ambijentalnog ekvivalenta doze, odnosno promene jačine ambijentalnog ekvivalenta doze gama zračenja u vazduhu, i količine padavina. Sa stanovišta radijacione sigurnosti i zaštite od zračenja, veoma je bitno proceniti uticaj svih faktora koji mogu da dovedu do povećanja vrednosti radijacionih parametara, kako bi se nedvosmisleno utvrdilo da li se radi o potencijalnom radijacionom odnosno nuklearnom akcidentu ili ne. Treba istaći da se sve pomenute povišene vrednosti, odnosno varijacije jačine ambijentalnog ekvivalenta doze gama zračenja u vazduhu, prikazane u ovom radu, kreću do dvostruke vrednosti prirodnog fona. Dobijena korelacija se koristi kao dodatni alat za analizu izmerenih vrednosti ispitivanih parametara.

## 5. LITERATURA

[1] Zakon o zaštiti od jonizujućih zračenja i o nuklearnoj sigurnosti, Sl.gl. RS 36/09 i 93/12.
[2] Pravilnik o monitoringu radioaktivnosti, Sl.gl. RS 97/11.
[3] Guide to Meteorological Instruments and Methods of Observation, World Meteorological Organization, WMO-No.8, 2008.
[4] Uputstvo za osmatranja i merenja na glavnim meteorološkim stanicama, Savezni hidrometeorološki Zavod, Beograd, 1974.
[5] E.Simion, I.Mihalcea, F.Simion, C.Pacuraru, *Evaluation Model of Atmospheric Natural Radioactivity Considering Meteorological Variables*, Revista de Chimie No. 12, Bucharest, 2012.

# CORRELATION OF RADIATION PARAMETERS AND RAINFALL DURING ENVIRONMENTAL RADIATION MONITORING AROUND NUCLEAR FACILITIES

**Vesna RADUMILO, Ivan KNEŽEVIĆ, Dragana ŽARKOVIĆ, Dalibor ARBUTINA**
*Public Company "Nuclear Facilities of Serbia", Vinca, Serbia,*
vesna.radumilo@nuklearniobjekti.rs

***ABSTRACT***
*Part of the environmental radiation monitoring around nuclear facilities in the Public Company "Nuclear Facilities of Serbia" includes the examination of radioactive contamination levels of air, as well as relevant meteorological measurements on the micro-location. This paper presents a correlation between change of ambient gamma dose rate in the air and precipitation due to atmosphere leaching. Measurements were taken at the site of a meteorological tower on 114 meters above sea level. To show the relationship between measured radiation parameters and daily precipitation, the variations of these values during 2015 were used. The analysis of this relation clearly shows the impact of the intense rain on the ambient gamma dose rate, which justifies increased measured values, which in this case were not caused due to potential accidental releases of radioactive effluents during nuclear facilities operation.*

# RADIONUKLIDI U LANCU ISHRANE NA PODRUČJU OPŠTINE GROCKA

**Branislava M. MITROVIĆ[1], Velibor ANDRIĆ[1], Borjana VRANJEŠ[1], Jelena AJTIĆ[1], Svetlana GRDOVIĆ[1] i Mihajlo VIĆENTIJEVIĆ[2]**

1) *Univerzitet u Beogradu,Fakultet veterinarske medicine, Beograd, Srbija,* radijacija@vet.bg.ac.rs, jelena.ajtic@vet.bg.ac.rs, ceca@vet.bg.ac.rs
2) *Naučni institut za veterinarstvo Srbije, Begrad, Srbija,* vicamihajlo@yahoo.com

***SADRŽAJ***

*U cilju procene uticaja deponije komunalnog otpada na životnu sredinu i lanac ishrane, gamaspektrometrijskom analizom ispitani su uzorci zemljišta, vode, kao i proizvodi biljnog i životinjskog porekla. Uzorci su prikupljeni tokom 2016. godine na području prigradske Opštine Grocka, u naselju Vinča. Rezultati pokazuju da je sadržaj prirodnih radionuklida na nivou karakterističnom za ispitivane vrste uzoraka. Proizvedeni radionuklid $^{137}$Cs detektovan je u zemljištu (7,1–41,1) Bq/kg, ali nije uključen u lanac ishrane. Svi uzorci hrane biljnog i životinjskog porekla su radijaciono higijenski bezbedni za ljudsku ishranu.*

## 1. UVOD

Deponija komunalnog i industrijskog otpada u Vinči postoji od 1977. godine [1].Visina Deponije „Vinča“ je oko 40 metara, i sastoji se od više slojeva koji se formiraju tako što se na svakih pet metara otpada postavlja sloj od minimum 30 cm sabijene zemlje. Na Deponiji „Vinča“ vrši se i uništavanje industrijskog neopasnog otpada. Spiranje teških metala, radionuklida i drugih polutanata, kao i iscedne vode sa deponije moždedovesti do kontaminacije podzemnih voda na području deponije [2]. Štetne efekte po zdravlje ljudi i životnu sredinu imaju i gasovi i prašina stvoreni na deponiji [3]. Deponije mogu biti potencijalni izvori kontaminacije životne sredine ukoliko se na njima nađe izgubljeni ili namerno bačen neevidentirani radioaktivni izvor. Prema „Pravilniku o granicama radioaktivne kontaminacije lica, radne i životne sredine i načinu sporovođenja dekontaminacije“ [4] materijal se može odlagati u životnu sredinu ukoliko je sadržaj prirodnih radionuklida manji od 1 Bq/g, a za $^{40}$K manji od 10 Bq/g. U istom Pravilniku dati su i nivoi za oslobađanje od regulatorne kontrole materijala koji sadrži radionuklide veštačkog porekla (za $^{137}$Cs i $^{85,90}$Sr iznosi 1 Bq/g). Dugogodišnje odlaganje ovakvog materijala može dovesti do povišenja nivoa radioaktivnosti i uključivanja radionuklida u lanac ishrane putem podzemnih voda ili prašine sa deponije. U blizini Deponije „Vinča“ nalazi se i Institut za nuklearne nauke „Vinča“ u kome se skladišti radioaktivni otpad, koji takođe može dovesti do radioaktivne kontaminacije životne sredine.

Cilj ovog istraživanja je bio da se odredi sadržaj prirodnih radionuklida $^{40}$K, $^{238}$U, $^{235}$U, $^{226}$Ra, $^{214}$Bi i $^{232}$Th i proizvedenog $^{137}$Cs u uzorcima zemljišta, proizvodima biljnog i životinjskog porekla, bunarske vode i vode iz reke Dunav, radi procene uticaja potencijalnih zagađivača na životnu sredinu i lanac ishrane.

## 2. MATERIJAL I METODE

Na području Opštine Grocka, naselje Vinča, tokom proleća i leta 2016. godine na individualnim gazdinstvima prikupljani su uzorci zemljišta, biljnih i životinjskih

proizvoda. Ukupno je prikupljeno 45 uzoraka proizvoda biljnog i životinjskog porekla, od svake vrste po tri uzorka.
Zemljište je uzorkovano specijalnom sondom na dubinama od 0–20 cm i 20–40 cm. Po dopremanju u laboratoriju uzorci su sušeni na temperaturi od 105 °C do konstantne mase, usitnjeni, a zatim zapakovani u standardne Marineli posude zapremine 1 l.
Od proizvoda biljnog porekla prikupljene su jabuke, kajsije, breskve, kruške, crni luk, šargarepa, krompir, kupus i kukuruz. Po dopremanju u laboratoriju, uzorci su usitnjeni i upakovani u standardne Marineli posude zapremine 1 l. Na isti način su uzorkovani i pripremljeni uzorci životinjskih proizvoda: jaja, kozije mleko, koziji sir, svinjsko i pileće meso i svinjska džigerica.
Uzorci vode su uzimani u količini od 10 l. Voda iz bunara je uzorkovana na dva lokaliteta: jedan uzorak na individualnom gazdinstvu, a drugi iz bunara koji se nalazi u okviru Instituta za nuklearne nauke „Vinča“. Voda iz reke Dunav uzorkovana je u blizini same deponije "Vinča". U uzorke vode dodata je azotna kiselina, a zatim su uzorci upareni do zapremine od 1 l i upakovani u standardne Marineli posude.
Posle pakovanja u Marineli posude, svi uzorci su hermetički zatvoreni da bi se postigla radioaktivna ravnoteža i čuvani najmanje 28 dana pre merenja.
Za merenje uzoraka korišćeni su HPGe detektori (Ortec, USA), relativne efikasnosti 30% i 35% sa energijskom rezolucijom od 1,83 keV/1332,5 keV $^{60}$Co. Fon i uzorci vode mereni su 210000 s, dok su ostali uzorci mereni 60000 s. Za energetsku kalibraciju i kalibraciju efikasnosti upotrebljeni su komercijalni standardi firme „Amersham“, a za analizu spektara korišćen je softverski paket Gamma Vision® 32. Merenja su vršena u Laboratoriji za radijacionu higijenu Fakulteta veterinarske medicine u Beogradu koja je akreditovana laboratorija i svake godine sa odličnim rezultatima učestvuje u inter-komparacijama organizovanim od strane Međunarodne agencija za atomsku energiju.

## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

Rezultati gamaspektrometrijske analize zemljišta na području naselja Vinča, Opština Grocka, prikazani su u tabeli 1. U svim ispitivanim uzorcima zemljišta sadržaj $^{40}$K bio je najveći i kretao se u rasponu (534–632) Bq/kg. Srednje vrednosti aktivnosti prirodnih radionuklida u zemljištu bile su 589 Bq/kg za $^{40}$K, 44 Bq/kg za $^{238}$U, 2 Bq/kg za $^{235}$U, 44 Bq/kg za $^{226}$Ra, 42 Bq/kg za $^{214}$Bi i 50 Bq/kg za $^{232}$Th. Nisu uočene značajne razlike u sadržaju prirodnih radionuklida u zavisnosti od dubine ispitivanog zemljišta. Prikazani rezultati su u skladu sa podacima dobijenim u prethodnim istraživanjima na području grada Beograda [5-7], kao i drugih teritorija u Republici Srbiji [8-10]. Prema izveštaju UNSCER-a za 2000. godinu [11], prosečan sadržaj radionuklida u zemljištu na planeti je 400 Bq/kg za $^{40}$K, 35 Bq/kg za $^{238}$U i 30 Bq/kg za $^{232}$Th, što ukazuje da su srednje vrednosti na ispitivanom području iznad globalnog proseka.
U proizvodima biljnog i životinjskog porekla $^{40}$K je dominatni radionuklid (tabela 2). U uzorcima voća sadržaj $^{40}$K je bio najmanji u jabukama i kruškama (36 Bq/kg), najviši u kajsijama (78 Bq/kg), u proseku 55 Bq/kg. U povrću je najmanji sadržaj $^{40}$K izmeren u šargarepi (54 Bq/kg), najviši u krompiru (121 Bq/kg), u proseku 79 Bq/kg. U uzorcima biljnog porekla sadržaj ostalih prirodnih radionuklida bio je ispod praga detekcije, osim u breskvama gde su detektovani $^{238}$U (1,9 Bq/kg), $^{226}$Ra (1,6 Bq/kg) i $^{214}$Bi (2,1 Bq/kg).
Slični rezultati dobijeni su i za proizvode životinjskog porekla, gde je u svim uzorcima detektovan $^{40}$K. Najmanji sadržaj $^{40}$K detektovan je u kozijem siru (46 Bq/kg), najviši u svinjskom mesu (130 Bq/kg), prosečno 77 Bq/kg. Za razliku od $^{40}$K sadržaj prirodnih

radionuklida $^{238}U$, $^{235}U$, $^{226}Ra$, $^{214}Bi$ i $^{232}Th$ bio je ispod praga detekcije, osim u uzorku svinjske džigerice gde je detektovan $^{238}U$ (7,2 Bq/kg).

**Tabela 1. Sadržaj prirodnih i proizvedenog radionuklida u zemljištu na različitim dubinama (Bq/kg)**

| Zemljište/ dubina | $^{40}K$ | $^{238}U$ | $^{235}U$ | $^{226}Ra$ | $^{214}Bi$ | $^{232}Th$ | $^{137}Cs$ |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Vinograd (0–20) cm | 547±27 | 38±4 | 1,9±0,1 | 43±4 | 40±4 | 44±4 | 14±1 |
| (20–40) cm | 534±26 | 47±5 | 2,1±0,2 | 47±5 | 39±4 | 47±5 | 12±1 |
| Oranica (0–20) cm | 632±50 | 43±5 | 1,9±0,6 | 43±4 | 41±4 | 49±4 | 19±1 |
| (20–40) cm | 626±45 | 50±5 | 2,1±0,4 | 46±4 | 48±4 | 49±4 | 17±1 |
| Orah (0–20) cm | 596±46 | 42±5 | 1,8±0,5 | 42±4 | 41±4 | 53±5 | 41±3 |
| (20–40) cm | 601±51 | 47±5 | 2,2±0,4 | 43±3 | 41±4 | 56±5 | 7±1 |

**Tabela 2. Srednje vrednosti sadržaja prirodnih i proizvedenog radionuklida u proizvodima biljnog i životinjskog porekla (Bq/kg)***

| Vrsta proizvoda | $^{40}K$ | $^{238}U$ | $^{235}U$ | $^{226}Ra$ | $^{214}Bi$ | $^{232}Th$ | $^{137}Cs$ |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Proizvodi biljnog porekla** | | | | | | | |
| **Voće** Jabuke | 36±2 | < 1,7 | < 0,5 | < 1,7 | < 0,4 | < 0,3 | < 0,1 |
| Kruške | 36±4 | < 1,1 | < 0,4 | < 1,3 | < 0,1 | < 0,2 | < 0,1 |
| Breskve | 68±5 | 1,9±0,2 | < 0,4 | 1,6±0,4 | 2,1±0,3 | < 0,2 | < 0,1 |
| Kajsije | 78±5 | < 1,7 | < 0,7 | < 2,8 | < 0,4 | < 0,5 | < 0,1 |
| **Povrće** Crni luk | 56±4 | < 0,9 | < 0,3 | < 1,1 | < 0,1 | < 0,3 | < 0,1 |
| Šargarepa | 54±3 | < 1,3 | < 0,2 | < 1,3 | < 0,2 | < 0,2 | < 0,1 |
| Krompir | 121±3 | < 1,3 | < 0,3 | < 1,3 | < 0,2 | < 0,2 | < 0,1 |
| Kupus | 72±5 | < 2,8 | < 0,9 | < 3,2 | < 0,4 | < 0,7 | < 0,2 |
| Kukuruz | 94±4 | < 1,1 | < 0,3 | < 1,1 | < 0,1 | < 0,3 | < 0,1 |
| **Proizvodi životinjskog porekla** | | | | | | | |
| Kokošija jaja | 51±3,6 | < 1,6 | < 0,5 | < 1,7 | < 0,2 | < 0,4 | < 0,1 |
| Kozije mleko | 69±4 | < 1,1 | < 0,3 | < 1,1 | < 0,1 | < 0,2 | < 0,1 |
| Koziji sir | 46±3 | < 0,9 | < 0,3 | < 1,1 | < 0,1 | < 0,3 | < 0,1 |
| Svinjsko meso | 130±5 | < 1,4 | < 0,4 | < 1,6 | < 0,2 | < 0,3 | < 0,1 |
| Svijska džigerica | 84±4 | 7,2±2,1 | < 0,9 | < 3,8 | < 1,4 | < 0,5 | < 0,2 |
| Pileće meso | 83±3 | < 1,1 | < 0,3 | < 0,9 | < 0,1 | < 0,3 | < 0,1 |

*srednja vrednost±standardna devijacija

Ingestija predstavlja najvažniji put kontaminacije ljudi i životinja. Radionuklidi se u najvećoj meri uključuju u lanac ishrane preko biljaka, tako da uzgajanje biljaka na

zemljištu gde je povišen sadržaj prirodnih radionuklida može dovesti do njihovog uključivanja u lanac ishrane. U ishrani životinja se, radi zadovoljenja fizioloških potreba za Ca i P, svakodnevno dodaju mineralni dodaci kao što su mono i dikalcijum-fosfat, koji mogu imati visok sadržaj prirodnih radionuklida, pre svega $^{238}$U [12, 13]. Uranijum ne predstavlja esencijalni element za žive organizme i njegova resorpcija iz digestivnog trakta je mala, kod ljudi < 0,1-6%, a kod životinja u proseku oko 1%, u zavisnosti od rastvorljivosti uranijumovih jedinjenja [14]. Istraživanja su pokazala da se kod ljudi uranijum akumulira u kostima (66%), bubrezima (8%) i jetri (16%) [15], a slični rezultati su dobijeni i ispitivanjem na brojlerskim pilićima [13]. Koeficijent prelaza za$^{238}$U iz hrane u svinjsko meso je 0,044 Bq/kg [16]. U našem istraživanju nije ispitivana hrana kojom su svinje hranjene, ali se može pretpostaviti da je prisustvo uranijuma u jetri, organu u kojem se uranijum akumulira, posledica dugotrajne ishrane svinja fosfatnim mineralnim dodacima u kojima je sadržaj uranijuma visok.

Proizvedeni radionuklid $^{137}$Cs, koji je u životnu sredinu Srbije dospeo posle nuklearnog akcidenta u Černobilju 1986. godine, detektovan je u zemljištu (tabela 1), ali rezultati ukazuju da nije uključen u lanac ishrane (tabela 2). Na vertikalnu migraciju radiocezijuma u zemljištu utiče veliki broj faktora, kao što su tip zemljišta, pH vrednost, prisustvo glina i organskih materija [17]. Sadržaj $^{137}$Cs u sloju zemljišta (0–20) cm bio je(14–41) Bq/kg, a u dubljem sloju (7–12) Bq/kg, u proseku 18 Bq/kg. U zemljištu uzorkovanom u vinogradu i sa oranice, sadržaj $^{137}$Cs nije varirao u zavisnosti od dubine.Međutim, u zemljištu ispod oraha na dubini (0–20) cm, sadržaj $^{137}$Cs bio je šest puta veći u odnosu na dublji sloj (tabela 1). U uzorcima biljnog i životinjskog porekla sadržaj radiocezijuma je bio ispod praga detekcije (tabela 2), što ukazuje da je $^{137}$Cs u zemljištu nedostupan biljkama za resorpciju putem korena [17].

Radionuklidi prisutni u vodi mogu predstavljati rizik po zdravlje ljudi. Bunarske i mineralne vode najčešće sadrže prirodne radionuklide, zbog čega je neophodna njihova kontrola. Sadržaj prirodnih radionuklida u vodi zavisi prvenstveno od sastava tla na području kroz koje voda prolazi. Rezultati dobijeni ovim istraživanjima (tabela 3) su pokazali da je sadržaj prirodnih radionuklida i proizvedenog radiocezijuma u svim ispitivanim uzorcima nizak i da je voda radijaciono higijenski ispravna.

**Tabela 3. Sadržaj prirodnih i proizvedenog radionuklida u vodi (Bq/l)**

| Voda | $^{40}$K | $^{238}$U | $^{235}$U | $^{226}$Ra | $^{214}$Bi | $^{232}$Th | $^{137}$Cs |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Bunar | 0,3±0,1 | < 0,1 | < 0,1 | < 0,1 | < 0,1 | < 0,1 | < 0,1 |
| Bunar | < 0,1 | < 0,1 | < 0,1 | < 0,1 | < 0,1 | < 0,1 | < 0,1 |
| Dunav | < 0,1 | < 0,1 | < 0,1 | < 0,1 | < 0,1 | < 0,1 | < 0,1 |

## 4. ZAKLJUČAK

Rezultati dobijeni ovim istraživanjem pokazuju da je sadržaj prirodnih radionuklida u svim ispitivanim uzrocima bio na nivou vrednosti karakterističnihza date uzorke. Dalje, radioaktivni izotop $^{137}$Cs, poreklom od černobiljskog akcidenta, prisutan je u životnoj sredini na području naselja Vinča, ali nije uključen u lanac ishrane. Naši rezultati ne ukazuju na štetne radiološke efekte po životnu sredinu u okolini Deponije „Vinča“ i Instituta za nuklearne nauke „Vinča“. Međutim, zbog postojećeg rizika od zagađenja životne sredine, ispitivanja treba redovno sprovoditi.

## 5. ZAHVALNICA

Ovaj rad je realizovan u okviru projekata koje finansiraMinistarstvo prosvete, nauke i tehnološkog razvoja Republike Srbije: „Istraživanje klimatskih promena na životnu sredinu: praćenje uticaja, adaptacija i ublažavanje“ (43007) u okviru programa Integrisanih i interdisciplinarnih istraživanja za period 2011-2017. godine i projekta „Razvoj tehnologija i proizvoda na bazi mineralnih sirovina i otpadne biomase u cilju zaštite resursa za proizvodnju bezbedne hrane“ (31003).

## 6. LITERATURA

[1] http://www.gradskacistoca.rs/?page_id=91 pristupljeno 24.04.2017
[2] K.A. Ademola., A.M.Olaoye, O.P. Abodunrin. Radiological safety assessment and determination of heavy metals in soil samples from some waste dumpsites in Lagos and Ogun state, south-western Nigeria. *J. Radiat. Res. Appl. Sci*. 8, 2015, 148–153.
[3] P. Ilić, S. Tepić, Lj. Erić. Deponija komunalnog otpada kao izvor zagađenja i uticaj na ljudsko zdravlje. *Materia Socio Medica* 19 (1), 2007, 50–52.
[4] Pravilnik o granicama radioaktivne kontaminacije lica, radne i životne sredine i načinu sporovođenja dekontaminacije. Sl. Glasnik RS br. 38/11, 2011.
[5] G. Vitorović, S. Grdović, B. Mitrović, M. Obradović, B. Petrujkić. Radioecological investigation of food of animal origin in Belgrade environment. *Jpn. J. Vet. Res.* 57 (3), 2009, 169–173.
[6] B.Mitrović, G. Vitorović, V. Andrić, M. Stojanović, D. Vitorović, S. Grdović, M. Vićentijević. Prirodni radionuklidi u mineralnim đubrivima i obradivom zemljištu. *Vet. glasnik* 67 (5-6), 2013, 359–367.
[7] B. Mitrović, S, Grdović, B. Vranješ, M. Vićentijević, J. Ajtić, D. Sarvan. Radioecological investigation in the environment of Belgrade city, Serbia. *Rad. Applic.* 1 (3), 2016, 199–203.
[8] I. Bikit, J. Slivka, Lj. Čonkić, M. Krmar, M. Vesković, N. Žikić-Todorović, E. Varga, S. Ćurčić, D. Mrdja. Radioactivity of the soil in Vojvodina (Northern Province of Serbia and Montenegro). *J. Environ. Radioact.* 78, 2005, 11–19.
[9] D. Popovic, D. Todorovic, M. Frontasyeva, J. Ajtic, M. Tasic, S. Rajsic. Radionuclides and heavy metals in Borovac, Southern Serbia. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 15, 2008, 509–520.
[10] B. Mitrović, J. Ajtić, M. Lazić, V. Andrić, N. Krstić, B. Vranješ, M. Vićentijević. Natural and anthropogenic radioactivity in the environment ofKopaonik mountain, Serbia. *Environ. Pollut.* 215, 2016, 273–279.
[11] Sources and Effects of Ionizing Radiation. Report to General Assemblywith Scientific Annexes. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR),2000.
[12] J.D.T. Arruda-Neto, M.V. Tavares, M. Filadelfo. Concentrations of uranium in animal feed supplements: measurements and dose estimates. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*221, 1997,97–104.
[13] B. Mitrović, G. Vitorović, M. Jovanović, M. Lazarević-Macanović, V. Andrić, M. Stojanović, A. Daković, D. Vitorović. Uranium distribution in broiler organs and possibilities for protection. *Radiat. Environ. Biophys.* 53(1), 2014, 151–157.

[14] G.F. Nordberg, B.A. Fowler, M. Nordberg, L.T. Friberg. Handbook on the Toxicology of Metals. Academic Press, Elsevier, 2007.B.V. http://dx.doi.org/10.1016/B978-012369413-3/50110-5
[15] Age-Dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 4. Inhalation Dose Coefficients. Publication 72 Annals of the ICRP. International Commission for Radiation Protection, Pergamon Press Oxford, UK, 1996.
[16] Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater temperate environments. IAEA-Technical report 472, Vienna, 2010.
[17] Classification of soil systems on the basis of transfer factors of radionuclides from soil to reference plants. IAEA-TECDOC-1497, Vienna, 2006.

## RADIONUCLIDES IN THE FOOD CHAIN AT THE GROCKA MUNICIPALITY

**Branislava M. MITROVIĆ[1], Velibor ANDRIĆ[1], Borjana VRANJEŠ[1], Jelena AJTIĆ[1], Svetlana GRDOVIĆ[1] and Mihajlo VIĆENTIJEVIĆ[2]**

1) *University of Belgrade, Faculty of Veterinary Medicine, Belgrade, Serbia,* slavatab@vet.bg.ac.rs, jelena.ajtic@vet.bg.ac.rs, *ceca@vet.bg.ac.rs*
2) *Science Institute of Veterinary Medicine of Serbia, Vojvode Toze 14, 11000 Belgrade, Serbia,* vicamihajlo@yahoo.com

***ABSTRACT***

*To estimate an influence of amunicipal waste landfill on the environment and food chain, gamma spectrometric analysis of the various environmental samples is conducted. The samples were collected in the village of Vinča, Grocka municipality, Belgrade, Serbia, during 2016, and included the following: soil at a depth of 0–20 cm and 20–40 cm; water samples from wells and the Danube river; fruit samples of apples, pears, peaches and apricots; vegetable samples of onions, carrots, potatoes, cabbages and corn; products of animal origin used in human diet–eggs, goat milk, goat cheese, pork, pork liver and chicken meat. A content of $^{40}K$, $^{238}U$, $^{235}U$, $^{226}Ra$, $^{214}Bi$, $^{232}Th$, and $^{137}Cs$ in the samples is investigated. The results show concentrations of the natural radionuclides within the reported ranges for Serbia. The artificial $^{137}Cs$ is detected in the soil (7.1–41.1 Bq/kg), but not in any of the other samples from the food chain. Therefore, our results imply that the products of plant and animal origin produced in the vicinity of the landfill are radiologically safe for human consumption.*

# RADIOAKTIVNOST MLEKA I MLEČNIH PROIZVODA U SRBIJI U PERIODU 2015 - 2016. GODINE

**Suzana BOGOJEVIĆ, Irena TANASKOVIĆ, Jovana ILIĆ i Vesna ARSIĆ**
*Institut za medicinu rada Srbije "Dr Dragomir Karajović", Beograd, Srbija,*
*suzanabogojevic13@gmail.com, suzana.bogojevic@institutkarajovic.rs*

***SADRŽAJ***
*U radu su prikazani rezultati ispitivanja sadržaja radionuklida u mleku i mlečnim proizvodima u sedam gradova u Srbiji u 2015. i 2016. godini. Merenja su vršena u okviru monitoringa radioaktivnosti životnih namirnica na teritoriji Republike Srbije u regionima Beograda, Niša, Subotice, Zaječara, Užica, Novog Sada i Vranja. Gama-spektrometrijskom metodom su određene koncentracije $^{40}K$, $^{137}Cs$ i $^{7}Be$. Sadržaj $^{90}Sr$ određen je metodom merenja ukupne beta aktivnosti pomoću proporcionalnog nisko-fonskog gasnog brojača posle radiohemijske separacije $^{90}Sr$. Rezultati pokazuju niske nivoe specifičnih aktivnosti veštačkih radionuklida $^{137}Cs$ i $^{90}Sr$ u uzorcima mleka i mlečnih proizvoda i uglavnom su na nivou vrednosti <0,1 Bq/kg. Koncentracije prirodnog $^{40}K$ i kosmogenog $^{7}Be$ su u granicama uobičajenih vrednosti za ovu vrstu uzoraka.*

## 1. UVOD

U okviru monitoringa radioaktivnosti životne sredine u Republici Srbiji, vrši se i sistematsko ispitivanje koncentracije radionuklida u životnim namirnicama. Laboratorija za ispitivanje radioaktivnosti, Instituta za medicinu rada Srbije "Dr Dragomir Karajović", već preko pedeset godina, bavi se određivanjem sadržaja radionuklida u uzorcima iz životne sredine, između ostalog i u ljudskoj hrani. Rezultati dugogodišnjih merernja ukazuju na prisustvo veštačkih radionuklida $^{137}Cs$ i $^{90}Sr$, koji su, kao posledica nuklearnih akcidenata (prvenstveno černobiljskog akcidenta 1986) ili nuklearnih proba, dospeli u atmosferu naše zemlje i zatim putem padavina komtaminirali površinski sloj zemljišta i biljni pokrivač i ušli u lanac ishrane. Kako cezijum ima slično hemijsko ponašanje kao kalijum, a stroncijum kao kalcijum, radioaktivni izotopi ovih elemenata, unešeni u organizam, predstavljaju veliku opasnost po zdravlje. Cezijum zauzima mesto kalijuma u krvnim ćelijama koje ga prenose do tkiva, a najveći deo se deponuje u mišićnim ćelijama. Sa druge strane, stroncijum se deponuje u kostima zamenjujuci jone kalcijuma. Kako mleko, kao jedna od najznačajnijih namirnica, naročito u ishrani dece, sadrži kalijum i kalcijum, ova namirnica predstavlja osetljiv pokazatelj za prisustvo radioaktivnih izotopa Cs i Sr u životnoj sredini.

## 2. METODA

Programom monitoringa obuhvaćeno je sedam gradova: Beograd, Niš, Subotica, Zaječar, Užice, Novi Sad i Vranje [1]. Uzorkovanje namirnica se vrši dva puta godišnje u proleće i u jesen, dok se mleko uzorkuje svakodnevno, a mere se kompozitni mesečni uzorci.

Koncentracije $^{137}Cs$, $^{40}K$ i $^{7}Be$ određuju se spektrometrijom gama emitera pomoću HPGe detektora relativne efikasnosti 25% i 40%, firme ORTEC[2]. Za određivanje sadržaja $^{90}Sr$ neophodna je radihemijska separacija koja se zasniva na oksalatnom

izdvajanju Ca i Sr, žarenju do oksida i korišćenju aluminijuma kao povlačivača za $^{90}Y$ [3]. Ravnoteža se uspostavlja posle 18 dana, nakon čega se $^{90}Y$ izdvaja na povlačivaču $Al(OH)_3$, koji se zatim žari do oksida. Ovako pripremljen uzorak se prenosi na planšete prečnika 5 cm. Sadržaj $^{90}Sr$ određuje se merenjem ukupne beta aktivnosti na automatskom, niskofonskom, proporcionalnom brojaču PIC-WPC-9550 proizvođača Protean Instrument Corporation. Efikasnost brojača za beta zračenje iznosi 42 %.

## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

Srednje godišnje vrednosti koncentracija $^{137}Cs$, $^{40}K$, $^{7}Be$ i $^{90}Sr$ u uzorcima mleka i mlečnih proizvoda u periodu 2015-2016. godine, sa ispitivanih lokacija, prikazane su u tabelama 1 i 2, respektivno [4,5].

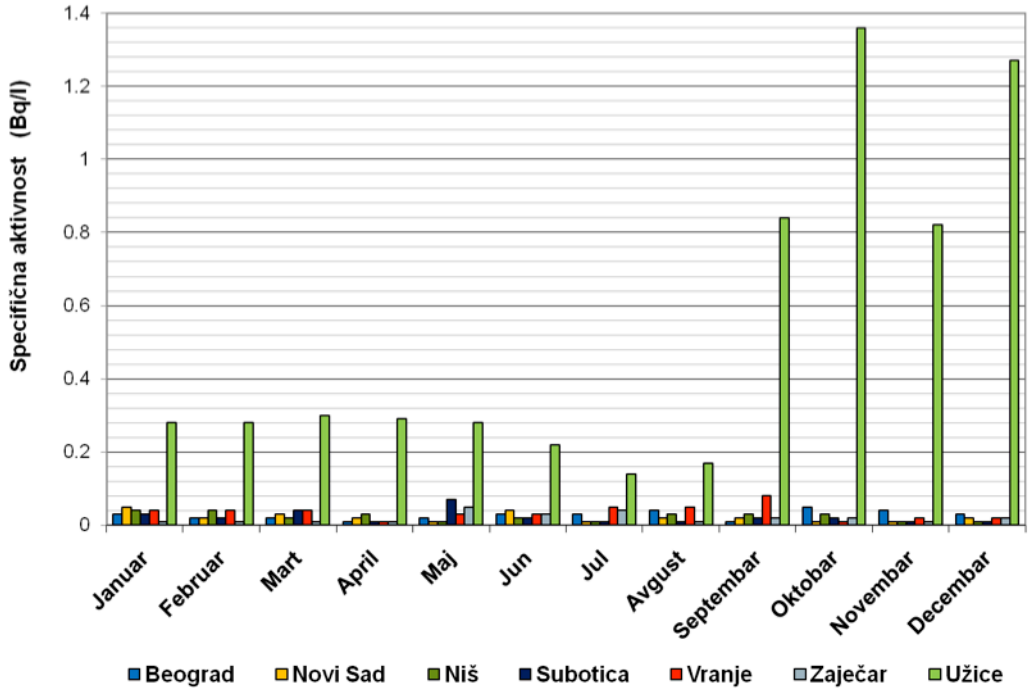
**Tabela 1. Srednje godišnje vrednosti specifičnih aktivnosti radionuklida u uzorcima mleka u 2015. i 2016. godini**

| Lokacija | Godina | $^{137}Cs$ [Bq/l] | $^{90}Sr$ [Bq/l] | $^{40}K$ [Bq/l] | $^{7}Be$ [Bq/l] |
|---|---|---|---|---|---|
| | | sr.vred.±st.dev. | sr.vred.±st.dev. | sr.vred.±st.dev. | MDA |
| **Beograd** | 2015 | <0,03* | 0,039 ± 0,031 | 35,67 ± 7,05 | <0,12 |
| | 2016 | <0,02 | 0,045 ± 0,035 | 31,44 ± 5,78 | <0,16 |
| **Zaječar** | 2015 | <0,02 | 0,031 ± 0,010 | 38,08 ± 7,19 | <0,28 |
| | 2016 | <0,03 | 0,057 ± 0,050 | 39,53 ± 8,96 | <0,20 |
| **Niš** | 2015 | <0,02 | 0,029 ± 0,013 | 42,00 ± 8,45 | <0,27 |
| | 2016 | <0,02 | 0,047 ± 0,037 | 40,38 ± 4,98 | <0,23 |
| **Novi Sad** | 2015 | <0,02 | 0,029 ± 0,014 | 38,08 ± 6,47 | <0,19 |
| | 2016 | <0,03 | 0,034 ± 0,021 | 34,68 ± 5,68 | <0,22 |
| **Subotica** | 2015 | <0,02 | 0,022 ± 0,011 | 35,42 ± 4,66 | <0,20 |
| | 2016 | <0,02 | 0,019 ± 0,008 | 34,58 ± 7,63 | <0,18 |
| **Vranje** | 2015 | <0,04 | 0,033 ± 0,021 | 34,83 ± 4,67 | <0,18 |
| | 2016 | <0,03 | 0,040 ± 0,012 | 37,39 ± 2,66 | <0,25 |
| **Užice** | 2015 | 0,52 ± 0,44 | 0,078 ± 0,023 | 36,50 ± 4,12 | <0,24 |
| | 2016 | 0,32 ± 0,28 | 0,103 ± 0,062 | 36,82 ± 4,67 | <0,26 |
| **SRBIJA** | **2015** | **0,10 ± 0,19** | **0,037 ± 0,019** | **37,23 ± 2,46** | **<0,21** |
| | **2016** | **0,07 ± 0,11** | **0,049 ± 0,026** | **36,40 ± 3,10** | **<0,21** |

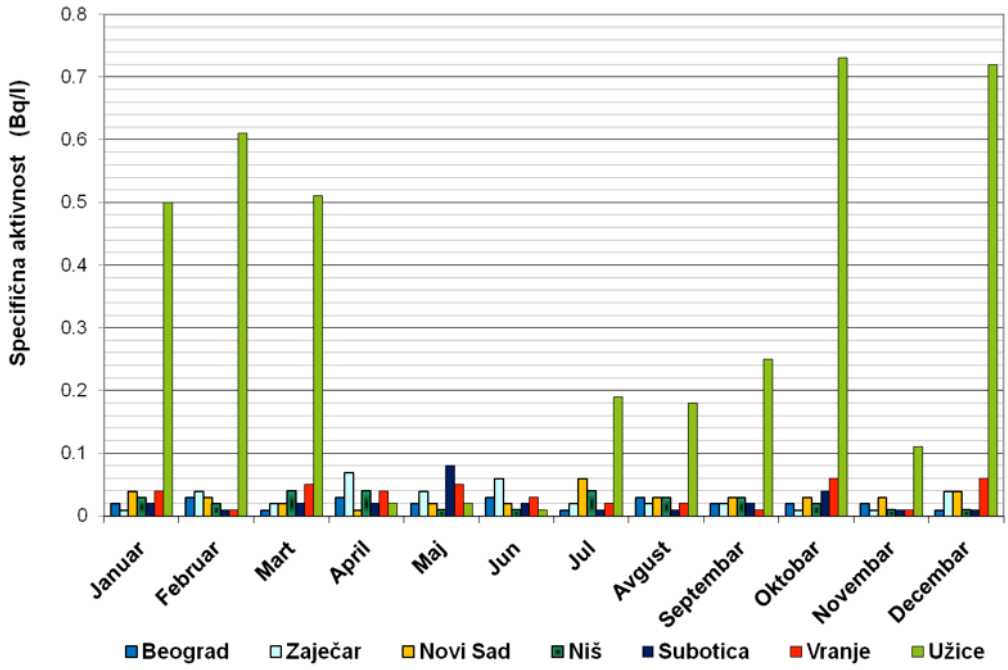
*MDA- minimalna detektabilna aktivnost.

Rezultati pokazuju da su koncentracije $^{7}Be$ u svim uzorcima bile ispod minimalne detektabilne aktivnosti (MDA). Srednje godišnje Koncentracije $^{40}K$ u mleku su se kretale u opsegu (31-42) Bq/l, a u mlečnim proizvodima u opsegu (21-44) Bq/kg.
Koncentracije $^{137}Cs$ su u mleku, u toku 2015. i 2016. godine, u svim gradovima osim Užica (gde je jedino bilo moguće prikazati srednju godišnju vrednost specifične aktivnosti sa standardnom devijacijom - tabela 1), bile ispod minimalne detektabilne aktivnosti što je prikazano na slikama 1 i 2. Maksimalna vrednost specifične aktivnosti

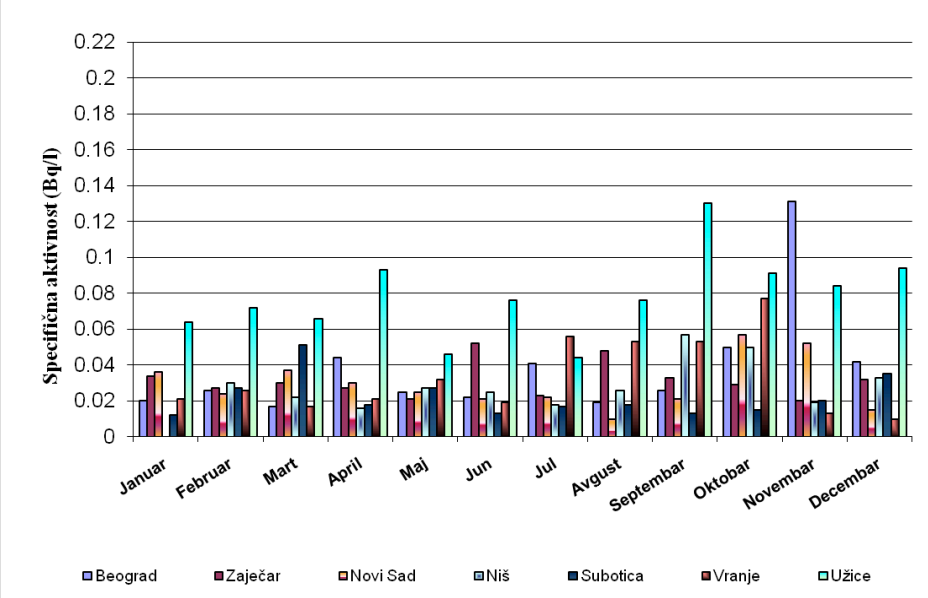
$^{137}$Cs u mleku od 1.36 Bq/l, izmerena u Užicu u oktobru 2015, u 2016 godini takođe u oktobru, izmerena je maksimalna vrednost od 0,73Bq/l (slike 1 i 2). U mlečnim proizvodima, koncentracije $^{137}$Cs su u svim uzorcima bile ispod MDA.



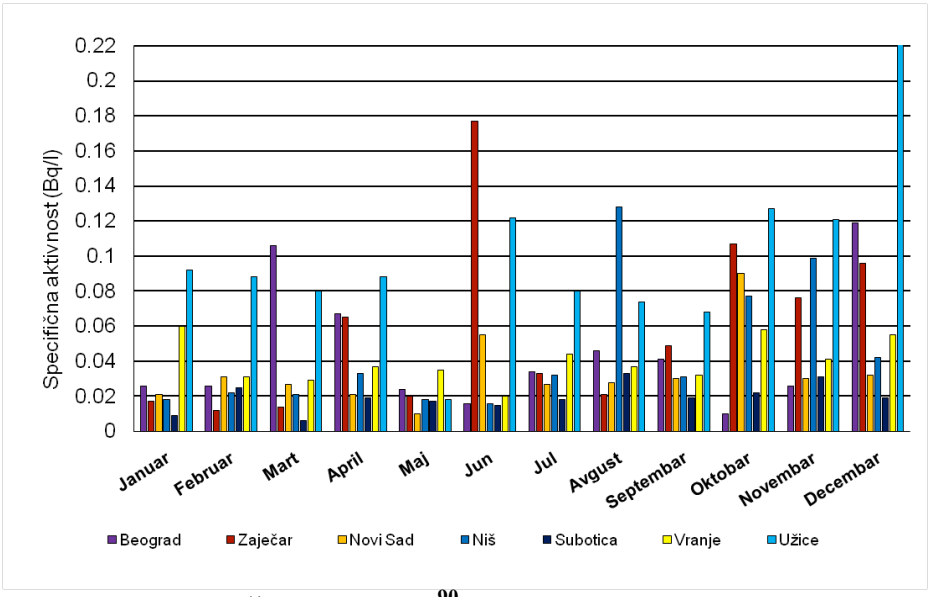

**Slika 1. Specifična aktivnost $^{137}$Cs u mleku u toku 2015. godine**




**Slika 2. Specifična aktivnost $^{137}$Cs u mleku u toku 2016. godine**




**Slika 3. Specifična aktivnost $^{90}$Sr u mleku u toku 2015. godine**




**Slika 4. Specifična aktivnost $^{90}$Sr u mleku u toku 2016. godine**

Aktivnost $^{90}$Sr u mleku u toku 2015. godine, kretala se u opsegu (0,01- 0,13) Bq/l, maksimalne vrednosti od 0,13 Bq/l izmerene su u oktobru u Užicu i novembru u Beogradu (slika 3). U 2016 godini vrednosti aktivnosti $^{90}$Sr kretale su se u opsegu (0,01-0,13) Bq/l, najveće vrednosti izmerene su u junu u Zaječaru (0,18 Bq/l) i u decembru u Užicu (0,28 Bq/l) što je prikazano na slici 4.

U tabeli 2 prikazane su srednje godišnje vrednosti specifišnih aktivnosti $^{137}$Cs, $^{40}$K, $^{7}$Be i $^{90}$Sr u mlečnim proizvodima. Sa obzirom da se uzorkovanje mlečnih proizvoda vrši dva puta godišnje, nema smisla prikazivati standardnu devijaciju za specifične aktivnosti radionuklida sa pojedinačnih lokacija (gradova), tako da su standardne devijacije prikazane samo za Srbiju. U mlečnim proizvodima u periodu 2015-2016. godine, srednja godišnja koncentracija $^{90}$Sr kretala se u opsegu (0,04 – 0,24) Bq/kg (tabela 2).

Maksimalna vrednost u 2015. godini od 0,29 Bq/kg izmerena je u jesenjem uzorku iz Beograda i u prolećnom uzorku iz Subotice. U 2016 godini maksimalna vrednost aktivnosti $^{90}$Sr od 0,40 Bq/kg, izmerena je ubeogradskom jesenjem uzorku.
Blago povećane vrednosti specifičnih aktivnosti $^{137}$Cs i $^{90}$Sr u mleku u Užicu u odnosu na ostale gradove posledica su obilnih padavina u vreme černobiljskog akcidenta koje su prouzrokovale najveći nivo kontaminacije u Srbiji u oblasti Zlatibora, Ovčar Banje i Užičke Požege [6]. Sa obzirom na vremena poluraspada ovih radionuklida, $^{137}$Cs- $T_{1/2}$=30,05god. i $^{90}$Sr- $T_{1/2}$=28,8 god., černobiljski folaut je doveo do slabog povećanja koncentracije ovih izotopa u Zlatiborskom području, koje je još uvek merljivo.

**Tabela 2. Srednje godišnje vrednosti specifičnih aktivnosti radionuklida u uzorcima mlečnih proizvoda u 2015. i 2016. godini**

| Lokacija | Godina | $^{137}$Cs [Bq/kg] | $^{90}$Sr [Bq/kg] | $^{40}$K [Bq/kg] | $^{7}$Be [Bq/kg] |
|---|---|---|---|---|---|
| | | MDA | sr.vred.±st.dev | sr.vred.±st.dev | MDA |
| **Beograd** | 2015 | <0,05 | **0,216** | **35,5** | <0,54 |
| | 2016 | <0,03 | 0,249 | 44,5 | <0,34 |
| **Zaječar** | 2015 | <0,13 | 0,167 | 21,5 | <0,38 |
| | 2016 | <0,04 | 0,044 | 29,5 | <1,90 |
| **Niš** | 2015 | <0,05 | 0,049 | 24,5 | <0,35 |
| | 2016 | <0,05 | 0,108 | 36,5 | <0,32 |
| **Novi Sad** | 2015 | <0,06 | 0,182 | 34,5 | <0,54 |
| | 2016 | <0,09 | 0,179 | 24,5 | <0,44 |
| **Subotica** | 2015 | <0,09 | 0,188 | 37,5 | <0,26 |
| | 2016 | <0,06 | 0,154 | 33,0 | <0,73 |
| **Vranje** | 2015 | <0,09 | 0,095 | 27,5 | <0,64 |
| | 2016 | <0,07 | 0,171 | 24,0 | <0,51 |
| **Užice** | 2015 | <0,11 | 0,129 | 39,5 | <0,39 |
| | 2016 | <0,05 | 0,204 | 36,0 | <,87 |
| **SRBIJA** | **2015** | <0,08 | **0,146 ± 0,059** | **31,5 ± 7,0** | <0,44 |
| | **2016** | <0,05 | **0,158 ± 0,067** | **32,6 ± 7,3** | <0,73 |

## 4. ZAKLJUČAK

Rezultati merenja koncentracija $^{137}$Cs, $^{40}$K, $^{7}$Be i $^{90}$Sr u uzorcima mleka i mlečnih proizvoda u Beogradu, Nišu, Subotici, Zaječaru, Užicu, Novom Sadu i Vranju, u periodu 2015-2016. godine, pokazali su da vrednosti aktivnosti ovih radionuklida ulaze u dugogodišnji prosek za Srbiju, odnosno da nema povećane kontaminacije. Vrednosti specifičnih aktivnosti veštačkih radionuklida, $^{137}$Cs i $^{90}$Sr su daleko ispod granice sadržaja $^{137}$Cs od 15 Bq/l [7] i izvedene koncentracije $^{90}$Sr od 64 Bq/l umleku i mlečnim proizvodima [4].

## 5. ZAHVALNICA

Ovaj rad je realizovan u okviru Programa monitoringa radioaktivnosti životne sredine u Republici Srbiji - Ispitivanje sadržaja radionuklida u mleku, životnim namirnicama i stočnoj hrani, pod pokroviteljstvom Agencije za zaštitu od jonizujućih zračenja i nuklearnu sigurnost Srbije. Svi autori su učestvovali u organizaciji uzorkovanja i pripremi uzoraka; merenju i tumačenju rezultata. Rad je napisala dr Suzana Bogojević u saradnji sa ostalim autorima.

## 6. LITERATURA

[1] Pravilnik o utvrđivanju programa sistematskog ispitivanja radioaktivnosti u životnoj sredini, Sl. gl. RS 100/2010
[2] Measurement of radionuclides in food and the environment, A Guidebook, Technical Report Series No. 295, 1989. IAEA, Vienna.
[3] R. Brnović. Stroncijum 90 u životnoj sredini čoveka, Magistarski rad, 1972. Beograd.
[4] Agencija za zaštitu od jonizujućih zračenja i nuklearnu sigurnost Srbije, Izveštaj o izlaganju stanovništva jonizujućem zračenju u 2015 god., Beograd, 2016. god., www.srbatom.gov.rs
[5] Institut za medicinu rada Srbije "Dr Dragomir Karajović" Ispitivanje radionuklida u mleku, životnim namirnicama i stočnoj hrani u Srbiji. Izveštaj za 2016 godinu., Beograd, mart 2017. god.
[6] Savezni sekretarijat za rad, zdravstvo, boračka pitanja i socijalnu zaštitu. Radioaktivnost životne sredine u Jugoslaviji, podaci za 1987. i 1988. godinu. SFRJ, Beograd, 1990.
[7] Pravilnik o granicama sadržaja radionuklida u vodi za piće, životnim namirnicama, stočnoj hrani, lekovima, predmetima opšte upotrebe, građevinskom materijalu i drugoj robi koja se stavlja u promet, Sl. gl. RS Br. 86/2011 i 97/2013.

# RADIOACTIVITY OF MILK AND DAIRY PRODUCTS IN SERBIA IN THE PERIOD 2015 - 2016

**Suzana BOGOJEVIĆ, Irena TANASKOVIĆ, Jovana ILIĆ i Vesna ARSIĆ**
*Serbian Institute of Occupational Health "Dr Dragomir Karajović", Belgrade, Serbia*

***ABSTRACT***
*This paper presents the results of the radionuclides content measurements in milk and dairy products from seven cities in Serbia in the period 2015 - 2016. The measurements were carried out in the framework of the radioactivity monitoring in foodstuffs within the territory of the Republic of Serbia in the regions of Belgrade, Niš, Subotica, Zaječar, Užice, Novi Sad and Vranje. The activity concentrations of $^{40}K$, $^{137}C$, and $^{7}Be$ were determined by gamma spectrometric method. The content of $^{90}Sr$ was determined by measurement of total beta activity using a low-background, proportional gas counter after radiochemical separation of $^{90}Sr$. The results show low activity levels of artificial radionuclides $^{137}Cs$ and $^{90}Sr$ in milk and dairy products samples and are generally at the level below 0.1 Bq/kg. The concentrations of natural $^{40}K$ and cosmogenic $^{7}Be$ are within the normal values for this type of samples.*

# AKTIVNOST $^{137}$Cs U MLEKU I MLEČNIM PROIZVODIMA U SRBIJI TOKOM 2016. GODINI

**Dubravka VUKOVIĆ[1], Mihajlo VIĆENTIJEVIĆ[1], Gordana PANTELIĆ[2]**

*1) Naučni Institut za Veterinarstvo Srbije, Beograd, Srbija, dubakaiva@gmail.com, vicamihajlo@yahoo.com*

*2) Univerzitet u Beogradu, Institut za nuklearne nauke "Vinča", Beograd, Srbija, pantelic@vinca.rs*

***SADRŽAJ***

*Jednu od osnovnih mera za rano otkrivanje i kontrolu prisustva radioaktivnih materija u mleku i mlečnim proizvodima predstavlja stalni radijaciono-higijenski nadzor i radijaciono-higijenska ekspertiza. U radu su izneti rezultati rada Laboratorije za radijacionu higijenu - »LABRAH» pri Naučnom institutu za veterinarstvo Srbije u Beogradu. Tokom 2016. godine sprovedena je radijaciono-higijenska kontrola gama-spektrometrijskom analizom zračenja nad ukupno 349 uzoraka mleka i mlečnih proizvoda pri unutrašnjoj i graničnoj kontroli. Mala aktivnost radionuklida veštačkog porekla $^{137}$Cs pokazuje, da je efektivna doza za stanovništvo od tog radionuklida unetog ingestijom, značajno ispod preporučene godišnje granice primljene doze za pojedinca iz stanovništva (0,1 mSv/god), što znači da su ispitivani uzorci bili ispravni sa radijaciono-higijenskog aspekta.*

## 1. UVOD

Korišćenje nuklearne energije posle drugog svetskog rata je dovelo do pojave kontaminacije životne sredine radionuklidima veštačkog porekla. Posle akcidenta u Černobilju 1986. godine došlo je do neravnomerne kontaminacije severne Zemljine hemisfere koja je i danas prisutna. Naročito su problematični dugoživeći radionuklidi kao što je $^{137}$Cs sa dugim vremenom poluraspada od 30,05 godine.

Glavni putevi ekspozicije stanovništva ispoljili su se kroz spoljašnje ozračivanje od radionuklida deponovanih na tlu i unutrašnje ozračivanje konzumiranjem kontaminirane hrane jer su mleko i zeleno povrće imali aktivnost veću od nivoa koji se danas prihvataju kao dozvoljeni za životne namirnice [1, 2]. Akcident u Fukušimi 2011. godine je doveo do ispuštanja velike količine radioaktivnih elemenata, ali su u Evropi detektovane minimalne količine radionuklida [3, 4].

Prilikom radioaktivnih padavina posebno su ugrožene pašne životinje - muzna grla (krave, ovce, koze), odnosno životinje za čiju je ishranu potrebna zelena masa. Resorpcija radioaktivnog cezijuma iz digestivnog trakta životinja se značajno smanjuje kod životinja koje se hrane suvom kabastom hranom. Pašna ishrana dovodi do veće kontaminacije muznih grla u poređenju sa stajskom ishranom, što je izraženo kod preživara (naročito ovaca) koji sa travom unose i manje količine zemlje. Životinje koje pasu u brdsko planinskim predelima su više kontaminirane od onih iz ravničarskih predela (i do 30 puta) i zbog veće količine padavina.

Cezijum koji se unese u organizam prati metabolizam kalijuma i nalazi se u svakoj ćeliji, tako da je on organotropan radionuklid. Prilikom svakodnevne ingestije cezijuma kod muznih grla oko 10% se izlučuje mlekom, što je razlog da se obrati posebna pažnja na mleko i mlečne proizvode [5].

## 2. MATERIJAL I METOD

Laboratorija za radijacionu higijenu u Naučnom institutu za veterinarstvo Srbije, koja je akreditovana za ispitivanje radioaktivnosti u hrani, vrši gamaspektometrijska ispitivanja sadržaja radionuklida u namirnicama i hrani za životinje. U 2016. godini su analizirani uzorci mleka i mlečnih proizvoda kao što su: sveže mleko, mleko u prahu, surutka u prahu, sir, sladoled i jogurt, ukupno 349 uzoraka. Najveći broj je bio iz uvoza i to iz: Makedonije, BiH, Mađarske, Poljske, Holandije i Nemačke.
Uzorci su mereni na visokorezolucionom čistom germanijumskom poluprovodničkom detektoru (HPGe) firme ORTEC, relativne efikasnosti 30% i rezolucije 1,80 keV na energiji od 1332,5 keV. Uzorci su mereni u Marineli posudama zapremine 1 litar.
Energetska kalibracija i efikasnost detektora je određena pomoću standarda u istoj geometriji, matriks smola sa mešavinom radionuklida, Češkog metrološkog instituta. Vreme merenja uzoraka iznosilo je 3600 s, a po potrebi su vršena i duža merenja. Osnovno zračenje je mereno 60000 s.

## 3. REZULTATI

U tabeli broj 1. prikazane su minimalne i maksimalne vrednosti aktivnosti $^{137}$Cs poređane po vrsti uzorka. U najvećem broju uzoraka (mleko, sir, jogurt i sladoled) aktivnost $^{137}$Cs je bila manja od 1 Bq/kg, što je mnogo manje od vrednosti 15 Bq/kg, za mleko i mlečne proizvode koje propisuje naš pravilnik o maksimalno dozvoljenim granicama za $^{137}$Cs [6].
U mleku u prahu i surutki u prahu izmerene vrednosti aktivnosti $^{137}$Cs u manjem broju uzoraka su bile veće od 1 Bq/kg. Najveća izmerena aktivnost $^{137}$Cs u mleku u prahu je bila 4,03 Bq/kg, dok je kod surutke u prahu maksimalna izmerena aktivnost $^{137}$Cs iznosila 3,97 Bq/kg. Najveća izmerena vrednosti aktivnosti $^{137}$Cs u uzorcima mleka u prahu i surutke u prahu su takođe mnogo manje od dozvoljene vrednosti 150 Bq/kg za mleko u prahu date u istom pravilniku.
Aktivnosti $^{137}$Cs izmerene u uvoznim uzorcima odgovaraju rezultatima merenja uzoraka mleka i mlečnih proizvoda tokom monitoringa u životnoj sredini. Izmerene vrednosti aktivnosti $^{137}$Cs u mleku i mlečnim proizvodima u Srbiji poslednjih godina su manje od 1 Bq/kg [7], kao i u uzorcima koji su skupljani i mereni na području planine Golija [5].

**Tabela 1. Aktivnost Cs-137 u mleku i mlečnim proizvodima u 2016. godini**

| Vrsta uzorka | Broj uzoraka | Aktivnost $^{137}$Cs (Bq/kg) | |
|---|---|---|---|
| | | min. | max. |
| mleko | 88 | < 0,06 | 0,73 |
| mleko u prahu | 115 | < 0,13 | 4,03 |
| surutka u prahu | 38 | < 0,14 | 3,97 |
| sir | 54 | < 0,11 | 1,07 |
| jogurt | 30 | < 0,14 | < 0,71 |
| sladoled | 24 | < 0,21 | < 0,66 |

Veće vrednosti $^{137}$Cs uglavnom se javljaju kod koncentrovanih mlečnih proizvoda, gde dolazi do smanjenja zapremine i težine odstranjivanjem vode. Obzirom na neravnomernu kontaminaciju u pojedinim planinskim predelima, na Tari i Maljenu, imamo primer gde su vrednosti za mleko i mlečne proizvode bili veći [8].

## 4. ZAKLJUČAK

Aktivnost $^{137}$Cs u svim analiziranim uzorcima mleka i mlečnih proizvoda bila je u dozvoljenim granicama, što znači da je bila radijaciono-higijenski ispravna.
Nivoi aktivnosti $^{137}$Cs u životnoj sredini, a samim tim i u mleku i mlečnim proizvodima, je u stalnoj tendenciji opadanja tako da možemo konstatovati da je blizak nivou od pre 1986. godine.
Mleko je proizvod, osnovna životna namirnica, naročito mlađe populacije, koje je potrebno da bude pod stalnom radijaciono-higijenskom kontrolom, obzirom na opštu radijacionu situaciju u svetu (Černobilj 1986. godine, Fukušima 2011).

## 5. ZAHVALNICA

Ovaj rad je deo istraživanja u okviru projekta "Odabrane biološke opasnosti za bezbednost/kvalitet hrane animalnog porekla i kontrolne mere od farme do potrošača"- evidencioni broj projekta: TR 31034, koje finansira Ministarstvo prosvete, nauke i tehnološkog razvoja Republike Srbije.

## 6. LITERATURA

[1] International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources, *Safety Series No. 115*, IAEA, Vienna, 1994.
[2] G. K. Pantelić, M.M. Janković, J. D. Krneta Nikolić, D. J. Todorović, M. M. Rajačić, N. B. Sarap. Akvcidenti i monitoring radioaktivnosti, Monografija *Černobilj 30 godina posle*, Beograd, 26.04.2016, 19-42.
[3] D. Vuković, M. Vićentijević i G. Pantelić. Gamaspektrometrijska kontrola hrane za ljude i životinje nakon akcidenta u Černobilju, monografija *Černobilj 30 godina posle*, Beograd, 26.04.2016, 136-144.
[4] J.Nikolić, G. Pantelić, D. Todorović, M. Janković, M. Eremić-Savković. Monitoring of Aerosol and fallout Radioactivity in Belgrade After the Fukushima Reactors Accident. *Water Air Soil Pollut.* 223 (2012) 4823-4829.
[5] M. Vicentijevic, V. Vukovic, D. Zivanov. Investigetion of the effect of specific activity of Cs-137 in the production of cheese from mountain Golija, *Romanian Biotechnological Letters*, Vol.17, No.2, 2012, 7065-7072
[6] Pravilnik o granicama sadržaja radionuklida u vodi za piće, životnim namirnicama, stočnoj hrani, lekovima predmetima opšte upotrebe, građevinskom materijalui drugoj robi koja se stavlja u promet. Službenii glasnik RS, br.86/2011.
[7] S. Bogojević, I. Tanasković, V. Arsić, J. Ilić, Radioaktivnost životne sredine republike Srbije u periodu 1985-2015. godine, monografija *Černobilj 30 godina posle*, 92-109, 2016.
[8] B. Mitrović, J. Ajtić, S. Grdović, V. Andrić, M. Lazić, B. Vranješ, Radiocezijum u životnoj sredini planinskih regiona na teritoriji republike Srbije, monografija *Černobilj 30 godina posle*, 127-133, 2016.

# $^{137}$Cs ACTIVITY IN THE MILK AND DAIRY PRODUCTS IN SERBIA DURING 2016

**Dubravka VUKOVIĆ[1], Mihajlo VIĆENTIJEVIĆ[1], Gordana PANTELIĆ[2]**

*1) Institute of Veterinary Medicine of Serbia, Belgrade, Serbia,* dubakaiva@gmail.com, vicamihajlo@yahoo.com

*2) Unirversity of Belgrade, Institute of Nuclear Science "Vinča", Belgrade, Serbia,* pantelic@vinca.rs

***ABSTRACT***

*One of the basic measures for early detection and control of the presence of radioactive materials in milk and dairy products is constant radiation-hygienic monitoring and radiation-hygienic expertise. The paper presents the results of the Laboratory for Radiation Hygiene - "LABRAH" at the Scientific Institute for Veterinary Medicine in Belgrade. During 2016, radiation-hygienic control with gamma-spectrometric radiation analysis was conducted over a total of 349 samples of milk and dairy products at internal and border control. A small activity of $^{137}$Cs of artificial origin shows that the effective dose for the population from this radionuclide introduced by ingestion is significantly below the recommended annual dose limit for the individual from the population (0.1 mSv/year), which means that tested samples were correct from the radiation-hygienic aspect.*

# PRAĆENJE PROMENE SADRŽAJA URANA U VODI ZA PIĆE IZ BEOGRADSKOG VODOVODA TOKOM VIŠEGODIŠNJEG PERIODA

**Miloš B. RAJKOVIĆ[1], Mirjana STOJANOVIĆ[2], Gordana PANTELIĆ[3] i Maja EREMIĆ-SAVKOVIĆ[4]**

*1) Poljoprivredni fakultet, Institut za prehrambenu tehnologiju i biohemiju, Univerzitet u Beogradu, Beograd, rajmi@agrif.bg.ac.rs*

*2) Institut za tehnologiju nuklearnih i drugih mineralnih sirovina (ITNMS), Beograd, m.stojanovic@itnms.ac.rs*

*3) Univerzitet u Beogradu, Institut za nuklearne nauke „Vinča", Laboratorija za zaštitu od zračenja i zaštitu životne sredine, Beograd, pantelic@vinca.rs*

*4) Agencija za zaštitu od jonizujućih zračenja i nuklearnu sigurnost Srbije, Beograd, eremic.savkovic@srbatom.gov.rs*

***SADRŽAJ***

*Uran je prisutan u površinskoj i podzemnoj vodi u rasponu koncentracija od 0,01 μg/dm$^3$ do 1500 μg/dm$^3$. Zbog mobilnosti njegovih rastvorenih jedinjenja, može se u povišenoj koncentraciji naći i u čovekovom organizmu u kome mu je glavna meta napada bubreg. Iz tih razloga je vršeno praćenje koncentracije urana u vodi za piće koja se koristi u beogradskom vodovodu tokom vremenskog perioda od 2008-2015. godine. Za ispitivanje je korišćena indirektna metoda određivanja sadržaja teških metala i urana u vodi za piće.*

*Ispitivanja vrste izotopa pokazala su da se uran u vodi za piće nalazi u obliku izotopa $^{238}U$, dok je izotop $^{235}U$ zastupljen u konstantnoj koncentraciji, što konsekventno dovodi do smanjivanje izotopskog odnosa $^{238}U/^{235}U$ usled smanjenja koncentracije izotopa $^{238}U$ u vodi za piće u ispitivanom periodu.*

*Rezultati ispitivanja su pokazali da se koncentracija urana u vodi za piće kreće od 0,42 μg/dm$^3$ do 0,71 μg/dm$^3$, što je ispod predložene dozvoljene koncentracije od 2 μg/dm$^3$. Dokazano je da je uran u vodi za piće antropogenog porekla i da ne postoji kratkoročni rizik po zdravlje ljudi od njegovog prisustva. Međutim, kontinuirana ingestija urana može prouzrokovati u dužem vremenskom intervalu uticaj na zdravlje ljudi. Proračunati, potencijalni kancerogeni, rizik po zdravlje ljudi ukazao je na realnu opasnost za prosečno 20 od 1000 stanovnika koji stalno konzumiraju ovu vodu za piće.*

## 1. UVOD

Radioaktivni element **uran** (prirodni izotopi $^{234}U$, $^{235}U$, $^{238}U$) je značajno toksičan, a u površinskoj i podzemnoj vodi nalazi se u rasponu koncentracija od 0,01 μg/dm$^3$ do 1500 μg/dm$^3$ [1]. Urađene su mnoge studije o koncentraciji urana u vodi za piće koje su obuhvatile preglede obrađene, površinske, podzemne i flaširane vode. Značajno poboljšanje tačnosti i preciznosti analitičkih metoda primenjenih za određivanje sadržaja urana tokom poslednjih decenija stvara sumnju što se tiče pouzdanosti nekih podataka skupljenih pre 80-ih godina XX veka. Na to uglavnom ne utiče samo prisustvo značajnih koncentracija urana u lokalnoj geološkoj ili površinskoj sredini, već i izloženost sredine koja sadrži uran vremenskom uticaju i njegova mobilnost u rastvoru. Širok raspon koncentracija, zajedno sa značajnim regionalnim i lokalnim varijacijama, onemogućava procenu tipične izloženosti prisustvu prirodnog urana iz pijaće vode. Međutim, zaključak

je da je verovatnoća da je voda za piće izvor koji sadrži uran pri koncentraciji od oko 2 μg/dm$^3$ relativno visoka, smanjujući se progresivno u rasponu od 5 μg/dm$^3$ do 10 μg/dm$^3$ i postaje veoma mala iznad 10 μg/dm$^3$ [2].

Uranovi acetati, sulfati, karbonati, hloridi i nitrati brzo se rastvaraju u vodi i njihovim hemijskom oblikom u podzemnim i površinskim vodama uglavnom dominira prisustvo karbonatnih vrsta [3]. Ovi karbonatni kompleksi mogu biti ili negativno naelektrisani ili neutralni i, kao takvi, veoma su pokretljivi u većini zemljišta uprkos prisustva katjonskih izmenjivača kao što su gline. Zbog ovoga je uran posebno mobilan u zemljištu i infiltrirajućim podzemnim vodama u suvim i polusuvim područjima. U uslovima slabe kiselosti tipičnim za zemlju i infiltrirajuće podzemne vode koje se nalaze u vlažnijim klimama, obrazovanje stabilnih kompleksa sa organskom materijom zemlje može da dominira nad hemijskom specijacijom urana, što ima za posledicu zadržavanje i akumulaciju urana u naslagama npr. treseta. Uz prenos u rastvorenoj fazi, nestabilan uran može da se redistribuira iz zemljišta i sedimenata u vodene tokove i površinske vodene rezervoare, ili da se na njih sorbuje, kao čestični materijal za vreme oluja i drugih oblika fizičke erozije [2].

Migracioni potencijal urana zavisi od fizičko-hemijskih svojstava zemljišta i zemljišnih rastvora i oksidacionih proizvoda urana. Na mobilnost rastvorenih jedinjenja urana, dominantno utiču pH vrednost, Eh i prisustvo kompleksirajućih organskih i neorganskih agenasa u lokalnim podzemnim vodama zemljišta.

Rastvorljivost prirodnog urana javlja se u dve faze: *prva faza*, koja predstavlja oksidaciju metalnog urana do U(IV) i *druga faza*, koja predstavlja oksidaciju U(IV) do U(VI). Šestovalentni uran, U(VI) [kao uranil jon ($UO_2^{2+}$)] je mobilniji od četvorovalentnog urana, U(IV), jer lakše gradi rastvorne komplekse sa ligandima prisutnim u zemljišnim rastvorima, pri čemu prisustvo karbonata i fosfata utiče na ove procese. Transport rastvornih oblika urana može biti ubrzan razblaživanjem, pošto se time smanjuje njegova koncentracija u podzemnim i površinskim vodama. Ove reakcije uključuju jonsku izmenu i specifičnu adsorpciju urana organskim supstancama, mineralnim glinama, Fe(III) i hidroksida prisutnih u zemljištu. *Prva faza* je povoljnija sa stanovišta zaštite životne sredine, jer nastaju nerastvorni produkti koji pod određenim zemljišnim uslovima (pH vrednost i redoks potencijal) prelaze u drugu fazu, koja dovodi do nastajanja rastvorljivih vrsta, kao što su uranil joni i minerala, npr. *schoepite* ($UO_3 \cdot 2H_2O$), a koji pod određenim uslovima može da otpusti $UO_2^{2+}$ jone, koji se lako transportuju zemljišnim rastvorima i uključuju u lanac ishrane [4].

Novi Beograd se snabdeva podzemnom vodom koja se prečišćava u postrojenju Bežanija u kome se primenjuju tehnološki postupci: aeracija, retenzija, filtracija i hlorisanje, sa projektovanim kapacitetom od 3200 dm$^3$/s [5]. Da bi se u beogradskom vodovodnom sistemu dobila sanitarno-higijenski ispravna voda za piće, svakodnevno se vrši (nekoliko puta) fizičko-hemijska i bakteriološka analiza vode za piće, a periodično i ispitivanje sadržaja toksičnih elemenata u vodi za piće u vodovodnoj mreži.

U vodi za piće nalaze se mnogobrojne neorganske supstance koje doprinose tvrdoći vode i utiču na njen kvalitet i higijensku ispravnost [6]. Postojeće metode za ispitivanje sadržaja (ili tragova) metala ne mogu detektovati prisustvo metala u niskim koncentracijama u vodi za piće, pa je zbog toga predložena nova metoda određivanja sadržaja metala koja je pokazala svoju potpunu primenljivost [7,8].

Suština metode je da se za ispitivanje kvaliteta vode iz vodovodne mreže koristi *suvi ostatak* (kamenac) koji se izdvaja na grejaču kućnog bojlera prilikom zagrevanja vode, a koji nastaje taloženjem neorganskih nevolatilnih supstanci koje se nalaze u vodi za piće.

Pošto sastav kamenca potiče od prisutnih neorganskih jedinjenja u vodi, ovom metodom je moguće da se pouzdano, određivanjem elementarnog sastava kamenca, vrši određivanje koncentracije metala koji se nalaze u vodi za piće.
Cilj rada bio je da se metoda indirektnog određivanja elemenata upotrebi za praćenje sadržaja urana u vodi za piće iz vodovodne mreže grada Beograda u vremenskom periodu od 2008-2015. godine.

## 2. EKSPERIMENTALNI DEO

Kamenac koji je ispitivan u radu nastao je iz vode koja se nalazi u vodovodnom sistemu grada Beograda, vodovodne mreže Novog Beograda (blokovi uz Savu), a nastao taloženjem na grejaču kućnog bojlera, tokom vremenskog perioda od 2008-2015. godine. Kamenac dobijen je tako što je 1 $dm^3$ vode za piće (sakupljene na mesečnom nivou) zagrevan do ključanja i uparavan do suva. Sastav tako dobijenog kamenca određen je upotrebom atomskog apsorpcionog spektrofotometra AAS Perkin Elmer 703, prema standardu JUS B.B8.070 [9,10].
Na osnovu rezultata ispitivanja kamenca, koji je dobijen iz vode iz vodovodne mreže u ispitivanom periodu [11], izvršen je proračun sadržaja urana koji se nalazio u vodi za piće, kao i njegova varijabilnost tokom ovog vremenskog intervala.

**Određivanje urana**
Kvantitativna fluorimetrijska određivanja urana zasnovana su na linearnoj zavisnosti inteziteta fluorescencije molekula uranovih jedinjenja od njihove koncentracije. Najvažnije odlike ove metode su visoka osetljivost i specifičnost a glavni nedostatak smanjenje intenziteta fluorescencije, tzv. „gašenje" koje nastaje usled prisustva *interferirajućih* molekula. Smetnje se svode na najmanju moguću meru prethodnim odvajanjem urana od pratećih elemenata, primenom odgovarajućih ekstrakcionih sredstava ili tehnikom „standardnog dodatka", koja se zasniva na dodavanju poznate količine urana uzorcima. Metoda se odlikuje visokom osetljivošću - donja granica detekcije je $10^{-8}$ g urana po piluli. Postupak fluorimetrijske metode obuhvata: *razlaganje uzorka*, *ekstrakciju uzoraka* i *merenje intenziteta fluorescencije*.
Opseg linearnosti metode je od 0,05-5 ppm urana po piluli i za rastvore većih koncentracija mora se praviti razblaženje. Prečnik platinskog čančića je 1 cm i u njega se ubacuje organska faza sa uranom, nakon ekstrakcije i uparava do suva. Suvi ostatak se stapa dodatkom 1 g topitelja posebnim klipom. Polazna količina kamenca od 5 g rastvara se i prenosi u normalni sud od 100 $cm^3$. Zatim se uzima alikovot od 40 $cm^3$ i ekstrakuje sa TOPO reagensom. Mikropipetom se uzima 0,1 $cm^3$ organske faze i prenosi u platinske čančiće. Fluorescencija se meri u mA. Linearnost se uklapa u linearnost kalibracione krive ($R > 0,997$). Detekcioni limit metode 0,005 ppm, tačnost 20%, preciznost 5% repetitivnost standardne devijacije, 5% standardne devijacije među serijama [12].
*Razlaganje uzorka* kamenca vršeno je sa konc. HF i $HNO_3$ kiselinom, a suvi ostatak rastvoren u 8%-noj $HNO_3$. Alikvoti pripremljenih uzoraka prenešeni su u levkove za odvajanje od 125 $cm^3$, u kojima je već bilo dodato 10 $cm^3$ zasićenog rastvora $Al(NO_3)_3$.
*Ekstrakcija urana* vršena je sa 10 $cm^3$ sinergističke smeše 0,1 mol/$dm^3$ TOPO (tri-n-oktil fosfin oksid) u etilacetatu. Nakon mešanja od 5 min ostavljeno je da se odvoje faze, nakon čega je odbačena organska faza. Mikropipetom su prenešene porcije od 0,1 $cm^3$ organske faze u platinske čančiće, od svakog uzorka preneto je po šest porcija, od toga su tri sa

standardnim dodatkom od 1 ppm U. Organska faza je uparavana do suva ispod lampi i suvi ostatak stapan sa smešom 9 g NaF i 91 g $NaKCO_3$ (na 700 ºC).
Nakon hlađenja pilula (stopljeni ostatak) intenzitet fluorescencije meren je pomoću Fluorimetra 26-000 Jarrel Ash Division (*Fisher Scientific Company, Waltham* 1978). Nepoznati sadržaj urana određen na osnovu standardne krive, koja predstavlja zavisnost poznate koncentracije urana i intenziteta fluorescencije [12].

**Primena metode frakcione ekstrakcije za određivanje različitih oblika vezivanja urana**

Nakon utvrđivanja prisustva urana u vodi za piće, posredno, ispitivanjem kamenca [11], izvršeno je kvantitativno određivanje oblika vezivanja urana, metodom frakcione ekstrakcije [13]. Frakciona ekstrakcija zasnovana je na teoriji da metali formiraju sa čvrstom fazom veze različite jačine [14] i da te veze mogu biti postupno raskinute delovanjem reagensa različite jačine [15]: *prva frakcija*, rastvor $CaCl_2$ koncentracije 0,1 mol/dm$^3$ (vrednost pH 7,00), koristi se za ekstrakciju vodorastvornih i izmenljivo adsorbovanih oblika metala, *druga frakcija*, rastvor $CH_3COOH$ koncentracije 1 mol/dm$^3$ (vrednost pH 5,00), koristi se za ekstrakciju specifično adsorbovanih metala i metala vezanih za karbonate, *treća frakcija*, hidroksiamin hidrohlorida u 25%-nom rastvoru $CH_3COOH$ (vrednost pH 3,00), koristi se za ekstrakciju metala vezanih za okside mangana i gvožđa, *četvrta frakcija*, $HNO_3$ koncentracije 0,02 mol/dm$^3$ u 30%-nom rastvoru $H_2O_2$, koristi se za metale vezane za organsku materiju. Strukturno vezani oblici metala u silikatima (*peta frakcija*) određuju se iz razlike ukupnog sadržaja urana i sadržaja urana iz prve četiri frakcije.
Primenom estragenasa različitih pH vrednosti, metoda frakcione ekstrakcije pruža informacije o stepenu rastvorljivosti i revezibilnosti oblika vezanog urana, ukazujući ujedno i na poreklo urana (prirodno ili antropogeno) dospelog u vodu za piće.

**Gamaspektrometrijsko ispitivanje kamenca**

Gamaspektrometrijsko ispitivanje kamenca izvršeno je tako što je kamenac prethodno sušen na 105 °C (24 sata) da bi se uklonila slobodna vlaga te da bi se merenja svodila na suvu supstancu. Kamenac je upakovan u plastičnu posudicu i hermetički zatvoren da bi se zadržao nastali radon. Merenje je izvršeno posle 28 dana, nakon uspostavljanja radioaktivne ravnoteže izmedju radijuma i njegovih potomaka [8].

## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

**Rezultati gamaspektrometrijskog ispitivanja kamenca**

Rezultati merenja koncentracije aktivnosti gama emitera u kamencu (u Bq/kg) prikazani su u tabeli 1 sa mernom nesigurnošću (2σ), pri čemu je uračunata merna nesigurnost pripreme uzorka i statistička merna nesigurnost [7].

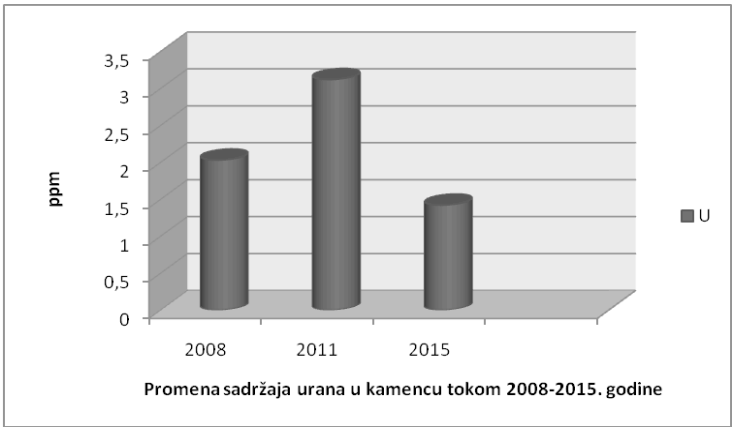
**Tabela 1. Rezultati merenja koncentracije aktivnosti γ-emitera u kamencu (Bq/kg)**

| $^{40}$K | | $^{137}$Cs | | $^{134}$Cs | | $^{232}$Th | | $^{226}$Ra | | $^{238}$U | | $^{235}$U | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 2008 | 2011 | 2008 | 2011 | 2008 | 2011 | 2008 | 2011 | 2008 | 2011 | 2008 | 2011 | 2008 | 2011 |
| <1,11 | <1 | <0,15 | <1 | <0,49 | <0,1 | 1,1±0,5 | 0,9±0,2 | 10,2±1,7 | 1,6±0,2 | 30,4±5,2 | 24,5±3,1 | 1,5±0,5 | 1,3±0,1 |

Dobijeni rezultati su pokazali da je uran uglavnom zastupljen u obliku izotopa $^{238}$U dok izotop $^{235}$U ima skoro konstantnu vrednost. Izotopski odnos: $^{238}$U/$^{235}$U vremenom opada,

od 20,27 za 2008. godinu na 18,85 za 2011. godinu kao posledica opadanja koncentracije izotopa $^{238}U$.
Kako su ove vrednosti za aktivnost gama-emitera date u Bq/kg, a iz 1 $dm^3$ vode nastaje kamenac reda veličine nekoliko stotina mg, znači da bi se zapazila izračunata aktivnost, potrebno je preko 3000 $dm^3$ vode. Prema tome, zračenje od prisutnog kamenca je niskog intenziteta, ali je u svakom slučaju ovo merljiva vrednost i veoma je jasno upozorenje.

**Proračunate koncentracije urana fluorimetrijskom metodom** [12]
Promena sadržaja urana u kamencu u ispitivanom periodu prikazana je na slici 1.




**Slika 1. Promena sadržaja urana (u µg/$dm^3$) u kamencu u periodu 2008-2015. godine iz vodovodnog sistema Novi Beograd**

Na osnovu rezultata ispitivanja kamenca, koji je dobijen iz vode iz vodovodne mreže grada Beograda prečišćene u pogonu Bežanija [11], Novi Beograd proračunate su koncentracije urana u vodi za piće i upoređene sa pravilnicima Republike Srbije i standardom EU i WHO, što je prikazano u tabeli 2.

**Tabela 2. Proračunate koncentracije urana u vodi za piće, upoređene sa pravilnikom Republike Srbije i standardom SZO i EU**

| Godina uzorkovanja | Jedinica | Proračunata koncentracija urana u uzorcima vode | Maksimalno dozvoljena koncentracija (MDK) za parametre u vodi za vodosnabdevanje | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | Pravilnik [16,17] | Pravilnik [18] | EU Directive | |
| | | | | | [19] | [20] |
| 2008 | µg/$dm^3$ | 0,61 | - | - | - | 2* |
| 2011 | | 0,77 | | | | |
| 2015 | | 0,42 | | | | |

U pravilnicima nije definisana maksimalna koncentracija urana u vodi za piće. U poslednjim literaturnim podacima izdvaja se podatak od 2 µg/$dm^3$ [20], koji je korišćen u radu kao referentna vrednost za uran u vodi za piće.

**Određivanje porekla urana metodom frakcione ekstrakcije**

Sa slike 1 i iz tabele 2 vidi se porast sadržaja urana u kamencu (sa 2,03 na 3,12 ppm) sa tendencijom smanjivanja na 1,42 ppm, odnosno vodi za piće (0,61-0,77 μg/dm$^3$). Zbog toga je izvršena provera porekla urana u vodi za piće, da li je nastao kontaminacijom antropogenim putem ili je prirodnog porekla, primenom metode frakcione ekstrakcije za određivanje različitih oblika vezivanja urana, čiji su rezultati prikazani su u tabeli 3.

**Tabela 3. Rezultati ispitivanja porekla urana u kamencu koji je dobijen iz vode za piće metodom frakcione ekstrakcije**

| Frakcija | Kamenac | uzorak 2008. | | uzorak 2011. | | uzorak 2015. | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Uran | U, ppm | % od $U_{uk}$* | U, ppm | % od $U_{uk}$* | U, ppm | % od $U_{uk}$* |
| | Ukupan ($U_{uk}$) | **2,03** | 100 | **3,12** | 100 | **1,42** | 100 |
| frakcija I | Vodo-rastvorljiv i izmerljivo adsorbovan | < 0,01 | < 0,493 | < 0,01 | < 0,32 | < 0,01 | < 0,70 |
| frakcija II | Specifično adsorbovan i vezan za karbonate | 0,56 | 27,58 | 1,37 | 43,91 | 0,49 | 34,51 |
| frakcija III | Vezan za okside mangana i gvožđa | 1,23 | 60,59 | 1,66 | 53,20 | 0,93 | 65,49 |
| frakcija IV | Vezan za organsku materiju | < 0,01 | 0,49 | < 0,01 | < 0,32 | < 0,01 | < 0,70 |
| frakcija V | Strukturno vezan u silikatima | 0,24 | 11,82 | 0,09 | 2,88 | < 0,01 | < 0,70 |
| | Σ | **2,05** | 100,98% | **3,14** | 100,64% | **1,45** | 102,1% |
| Razlika u % između izmerene vrednosti i vrednosti dobijene metodom frakcione ekstrakcije | | 0,98% | | 0,64% | | 2,11% | |

* Sadržaj, u %, pojedine frakcije u ukupnom sadržaju urana u kamencu

Na osnovu rezultata frakcione ekstrakcije, zaključuje se da se dominantni udeo urana u kamencu, a samim tim i u vodi za piće, nalazi u *trećoj frakciji* koja predstavlja potencijalno pristupačnu i mobilnu frakciju urana, što jasno ukazuje da ova jedinjenja imaju veliki afinitet prema uranu. Vrednosti se kreću (u % od ukupnog sadržaja urana u kamencu) između 53,20% (uzorak 2011) i 65,49% (uzorak 2015).

Na osnovu rezultata frakcione ekstrakcije, zaključuje se da sadržaj urana u kamencu, a samim tim i u vodi za piće, predstavlja potencijalno pristupačne i mobilne frakcije urana koje ukazuju na njegovo antropogeno poreklo [14].

Zapaža se da uran u frakciji II (specifično adsorbovan i vezan za karbonate), koji u velikoj meri zavisi od pH vrednosti čvrste supstance – sedimenta pokazuje značajan porast (za oko 60%) tokom perioda 2008-2011. godine. Uran vezan za okside mangana i gvožđa (frakcija III) pokazuje smanjenje za 12,20%. Dobijeni podaci ukazuju da uran koji potiče iz antropogenih izvora (frakcija III) (prema Shuman-u) pokazuje tendenciju smanjenja, a dolazi do porasta urana koji se pojavljuje iz geohemijskih izvora u manje pristupačnom obliku (karbonati, oksidi, fosfati, sulfidi, silikati) [8].

**Procena kratkoročnog i dugoročnog, potencijalno kancerogenog, rizika po zdravlje ljudi uzrokovan konzumiranjem vode za piće**

Organ čovekovog organizma na koji uran primarno utiče su – bubrezi. U njemu se zadržava 0,05-12% unetog urana, sa poluvremenom eliminacije od 6 do 1500 dana [10].

Uran je izuzetno toksičan za bubreg, dok je njegovo radijaciono dejstvo pri jednokratnom unošenju veoma slabo. Prisustvo urana u vodi za piće i dugotrajna ingestija urana od strane ljudi ne znači da će dovesti do prekida rada bubrega ili do hroničnog oboljenja, ali je sigurno da predstavlja prvi korak koja dovodi do progresivnog ili ireverzibilnog oštećenja bubrega [21].
Uran se u urinu može detektovati i više godina posle unošenja (čak 7 godina), ali je pri unošenju malih doza najbolje izvršiti detekciju tokom prvih šest meseci, najviše tri godine. U hroničnoj ekspoziciji nastaje potpuna nekroza tubula i insuficijencija nefrona.
Uran koji je istaložen u kostima (više od 20% i koje su glavno skladište urana u telu) i drugim organima se konsekventno vraća u krvotok sa najmanje dva različita poluživota, oba duža od ekstrakcionog poluživota za bubreg. Pošto se uran u kostima zadržava veoma dugo ostvaruje značajne radijacione efekte. U bubregu i koštanom tkivu nakuplja se prvenstveno U(IV). U ostalim tkivima (jetra, pankreas i slezina) vezuje se 0,03-12% unetog urana i to prvenstveno U(VI) pre redistribucije u bubreg i koštani sistem. U samoj krvi su najugroženiji eritrociti kojima je zbog oštećenja membrane znatno skraćen životni vek [22].
Na slici 2 prikazani su organi u kojima se zadržava uran nakon ingestije preko vode za piće sa koncentracijom od 1 µg/dm$^3$, koja je jako blizu onoj zabeleženoj u vodi za piće u ispitivanom periodu.

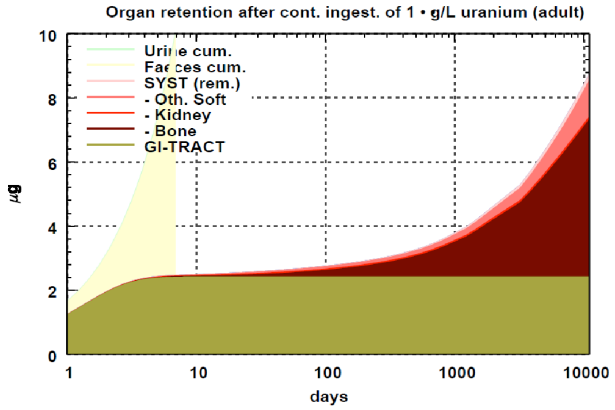



Fig.8

**Slika 2. Organi u kome se zadržava uran nakon ingestije od 1 µg/dm$^3$** [23]

Kao što se može videti sa slike 2, konstantan iznos je zadržan u GI traktu, dok se ekskrecija urana odvija preko fecesa i u malom stepenu preko urina. Uneti uran se polako akumulira sa vremenom, delimično u plućima ali takođe i u bubrezima i drugim mekim tkivima, tako da njegova koncentracija permanentno raste [23].
Unos toksičnih elemenata i rizik po zdravlje ljudi, koji je uzrokovan konzumiranjem vode za piće, određeni su na na nedeljnom nivou (**kratkoročni rizik**), preko *procenjenog nedeljnog unosa vode* (**PNU**) i *koeficijenta rizika* po zdravlje ljudi (**KR**).

Ovi koeficijenti određeni su na osnovu sledećih jednačina [24]:

$$\mathbf{PNU} = \frac{PPV \cdot c \cdot 7}{PTM} \qquad \mathbf{KR} = \frac{PNU}{TNU}$$

gde je: **PPV** – *prosečna potrošnja vode* po stanovniku (1,5 dm$^3$ dnevno) [25], *c* – *koncentracija elemenata* u ispitivanim uzorcima vode izražena u µg/dm$^3$, **PTM** – *prosečna telesna masa stanovnika* koja iznosi 75,65 kg [26], a **TNU** je *tolerantni nedeljni unos toksičnih metala* izražen kao µg/kg telesne mase.

Pri proceni kratkoročnog rizika po ljudsko zdravlje smatra se da visok rizik postoji ukoliko je koeficijenat rizika (KR) za neki element veći od 1 [27]. Osim kratkoročnog rizika, prouzrokovanog konzumiranjem vode sa povišenim sadržajem toksičnih elemenata, moguće je odrediti i **dugoročni**, **potencijalno kancerogeni**, **rizik po zdravlje ljudi** [27]. Ovaj vremenski period nije definisan, ali se radi o kontinuiranoj konzumaciji vode za piće u dužem vremenskom intervalu (više od 6 meseci). Za procenu rizika po zdravlje ljudi ne koristi se vrednost koeficijenta rizika (KR), već se procena vrši preko koeficijenta rizika unetim oralnim unosom toksičnih metala. Ovaj koeficijent procenjuje kod koliko stanovnika od 1000 stanovnika postoji potencijalni rizik po zdravlje od unosa toksičnih metala. Ova analiza (rizik od prisutnog urana u vodi za piće) dugotrajnim konzumiranjem vode za piće proverena je preko standardnih vrednosti propisanih od agencija EPA i WHO.

Kao parametri za procenu ovog tipa rizika, određeni su *unos toksičnih elemenata oralnim putem* (konzumiranjem vode za piće), $\boldsymbol{U}_{\mathbf{oral}}$, kao i *koeficijent rizika izazvan oralnim unosom toksičnih elemenata*, $\boldsymbol{KR}_{\mathbf{oral}}$, preko sledećih jednačina:

$$\mathbf{U_{oral}} = \frac{PPV \cdot c \cdot 365 \cdot 30}{PTM \cdot 10950} \qquad \mathbf{KR_{oral}} = \frac{U_{oral}}{RfD_{oral}}$$

gde je: $\boldsymbol{RfD}_{\mathbf{oral}}$ *referentna vrednost za unos kancerogenih i potencijalno kancerogenih kontaminenata oralnim putem* propisana od strane američke Agencije za zaštitu životne sredine [engl. *Environmental Protection Agency* (*EPA* ili USEPA)] [28], a skraćenice ***PPV*** i ***PTM*** su već objašnjene.

Da bi se utvrdila opasnost od prisustva urana u izračunatim koncentracijama u vodi za piće, bez obzira na vrednosti koje su dozvoljene Pravilnikom o higijenskoj ispravnosti vode za piće, urađena je procena kratkoročnog (tabela 4) i dugoročnog, potencijalnog kancerogenog, rizika (tabela 5).

**Tabela 4. Kratkoročni zdravstveni rizik izražen kroz tolerantni nedeljni unos (TNU), procenjeni nedeljni unos (PNU) i koeficijent rizika (KR) za uran za pojedine godine**

| Element | TNU ($\mu gkg^{-1}$) | Uzorak | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | 2008 | | 2011 | | 2015 | |
| | | PNU | KR | PNU | KR | PNU | KR |
| U | 4,2 | 0,0847 | 0,020 | 0,1068 | 0,025 | 0,0583 | 0,014 |

**Tabela 5. Dugoročni zdravstveni rizik izražen kroz oralni unos ($U_{oral}$) i koeficijenat rizika unosa oralnim putem ($KR_{oral}$) za uran za pojedine godine**

| Element | $RfD_{oral}$ (mg/dan/kg) | Uzorak | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | 2008 | | 2011 | | 2015 | |
| | | $U_{oral}$ | $KR_{oral}$ | $U_{oral}$ | $KR_{oral}$ | $U_{oral}$ | $KR_{oral}$ |
| U | 0,0006 | 0,012 | 0,020 | 0,015 | 0,025 | $8{,}33 \cdot 10^{-3}$ | 0,014 |

Rezultati ispitivanja, prikazani u tabeli 4, nedvosmisleno pokazuju da ne postoji kratkoročni zdravstveni rizik od prisustva urana u vodi za piće u celom ispitivanom periodu, budući da je koeficijent rizika (KR) tokom ovog perioda daleko manji od 1. Ovi

rezultati su potpunosti u skladu sa rezultatima ispitivanja koncentracije urana u vodi za piće u ispitivanom periodu koja je ispod preporučene vrednosti od 2 μg/dm$^3$.
Međutim, analiza podataka izračunavanja dugoročnog zdravstvenog rizika od prisutne koncentracije urana u vodi za piće (tabela 5) ukazuju da postoji realna opasnost po zdravlje za prosečno 20 od 1000 stanovnika koji stalno konzumiraju ovu vodu.

## 4. ZAKLJUČAK

Uran je prisutan u površinskoj i podzemnoj vodi u rasponu koncentracija od 0,01 μg/dm$^3$ do 1500 μg/dm$^3$. Zbog mobilnosti njegovih rastvorenih jedinjenja, može se u povišenoj koncentraciji naći i u čovekovom organizmu u kome mu je glavna meta napada bubreg.
Iz tih razloga je vršeno praćenje koncentracije urana u vodi za piće koja se koristi u beogradskom vodovodu tokom perioda 2008-2015. godina. Za ispitivanje je korišćena indirektna metoda određivanja sadržaja teških metala i urana u vodi za piće.
Rezultati ispitivanja su pokazali da:

- se uran nalazi uglavnom kao izotop $^{238}$U;
- se koncentracija urana u vodi za piće kreće od 0,42 μg/dm$^3$ do 0,71 μg/dm$^3$, što je ispod predložene dozvoljene koncentracije od 2 μg/dm$^3$;
- je rastvoreni uran u vodi za piće antropogenog porekla;
- ne postoji kratkoročni rizik po zdravlje ljudi od prisutnog urana koji je prouzrokovan konzumiranjem vode za piće;
- kontinualna ingestija urana pri ovoj koncentraciji može prouzrokovati u dužem vremenskom intervalu uticaj na zdravlje ljudi. Proračunati, potencijalni kancerogeni, rizik po zdravlje ljudi ukazao je na realnu opasnost za prosečno 20 od 1000 stanovnika koji stalno konzumiraju ovu vodu za piće.

## 5. ZAHVALNICA

Ovaj rad je rađen u okviru projekta osnovnih istraživanja broj III 43009. Autori se zahvaljuju Ministarstvu nauke i zaštite životne sredine Republike Srbije za učešće u finansiranju ovoga rada.

## 6. LITERATURA

[1] M.D. Stojanović, J.V. Milojković, Z.R. Lopičić, M.L. Mihajlović, M.B. Rajković, G.S. Vitorović. Anthropogenic Sources of Uranium in Serbia: Risk Assessment on Environment and Human Health. In: A.Ya. Vasiliev, M. Sidorov, eds., *Uranium: Characteristics, Occurrence and Human Exposure*, Nova Science Publishers, Inc., New York, 2012, 46-86,
[2] R. Kovačević. *Istina o uranu*. D. Karajović, ITNMS, IDK, Albion Books, Beograd, 2016.
[3] M. Stojanović, Č. Lačnjevac, Z. Lopičić, M. Rajković, M. Petrović. Korozija i koroziono ponašanje osiromašenog uranijuma. U: Z. Gulušija, Č. Lačnjevac, urednici, *Korozija i zaštita materijala*, ITNMS, Inženjersko udruženje za koroziju, Beograd, 2012, 223-260.
[4] W. Dong, G. Xie, T.R. Miller, M.P. Franklin, T.R. Oxenberg, E.J. Bouwer. Sorption and Bioreduction of Hexavalent Uranium at a Military Facility by the Chesapeake Bay. *Environmental Pollution*. 142 (2006) 132-142.
[5] URL: http://www.bvk.rs

[6] M.B. Rajković. Neke neorganske supstance koje se mogu naći u vodi za piće i posledice po zdravlje ljudi. *Hem. Ind*. 57(1), 2003, 24-34.
[7] M.B. Rajkovic, C. Lacnjevac, N. Ralevic, M. Stojanovic, D. Toskovic, G. Pantelic, N. Ristic, S. Jovanic. Identification of Metals (Heavy and Radioactive) in Drinking Water by an Indirect Analysis Method Based on Scale Test. *Sensors*, 8, 2008, 2188-2207.
[8] M.B. Rajković, M.D. Stojanović, G.K. Pantelić. Indirektna metoda određivanja elemenata (metala i nemetala) u vodi za piće ispitivanjem kamenca. Savez inženjera i tehničara Srbije, Beograd, 2009.
[9] M.B. Rajković, M. Stojanović. Determination of Heavy Metals in Drinking Water. *Международный форум "Аналитика и аналитики"*, Воронеж, 2-6 июня 2003 г., КАТАЛОГ рефератов и статей, том 1, 4-С16, 2003, 165.
[10] M. Rajković, M. Stojanović, Č. Lačnjevac, D. Tošković, D.Stanojević. Određivanje tragova radioaktivnih supstanci u vodi za piće. *Zaštita materijala*, 49(4), 2008, 44-54.
[11] M.B. Rajković, M. Stojanović, G. Pantelić, M. Eremić-Savković. Analiza sadržaja makro- i mikroelemenata u vodi za iz beogradskog vodovoda (pogon Bežanija) tokom perioda 2008-2015. godine. *Zaštita materijala*, 58(2), 2017, 171-187.
[12] Validacija dokumentovane metode DM 10-0/34: Određivanje sadržaja urana fluorimetrijskom metodom, Institut za tehnologiju nuklearnih i drugih mineralnih sirovina (ITNMS), Beograd, 2006.
[13] M. Rajković, M. Stojanović, G. Pantelić, D. Tošković. Determination of Inorganic Compounds in Drinking Water on the Basis of Household Water Scale. Part 2. Application of fractional extraction method for the determination of uranium origin. *Acta Per. Tech*. 36, 2005, 135-141.
[14] J. Knopke, W. Kühn. Determination of Uranium Soil Samples by Different Analytical Extraction Methods, *First International Contact Seminar in Radiology*, Sweden, 1985, 23-37.
[15] A. Tessier, P.G.C. Campbel, M. Bisson. Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulare Trace Metals. *Anal.Chem*. 51, 1995, 844-851.
[16] Pravilnik o higijenskoj ispravnosti vode za piće. Sl. list SRJ br. 42/1998, 1998.
[17] Pravilnik o izmenama i dopunama Pravilnika o higijenskoj ispravnosti vode za piće. Sl. list SRJ br. 44/1999, 1999.
[18] Pravilnik o kvalitetu i drugim zahtevima za prirodnu mineralnu vodu, prirodnu izvorsku vodu i stonu vodu. Sl. list SCG br. 53/2005 i Sl. glasnik RS br. 43/2013.
[19] EU Directive 98/83/EC, 1998. *Council Directive of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption*. Official Journal of the European Union L330/32 5/12/1998.
[20] *Guidelines for drinking-water quality*. First Addendum to Third Edition Vol. 1 recommendation, Geneva, Switzerland, World Health Organization (WHO), 2006.
[21] *Toxicological Profile: Uranium and Compounds*, DE-98/02, Department of Helath and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 1997.
[22] A. Duraković. Medical Effects of Internal Contamination with Depleted Uranium. *Croat.Med.J.* 40(1), 1999, 49-66.
[23] WISE Uranium Project - FAQ, "Depleted Uranium in Urine of Soldiers", June 17, 2005. URL: https://www.wise-uranium.org

[24] K. Lin, S. Lu, J. Wang, Y. Yang. The arsenic contamination of rice in Guangdong Provice, the most economically dynamic provinces of China: arsenic speciation and its potential health risk. *Environ. Geochem. Health*. 37, 2015, 535-361.
[25] M. Papić, M. Ćuk, M. Todorović, J. Stojković, B. Hajdin and N. Atanacković. Arsenic in Tap Water of Serbia´s South Pannonian Basin and Arsenic Risk Assessment. *Polish J.Environ. Stud.*, 21, 2012, 1783-1790.
[26] T. Pavlica, V. Božić-Krstić, R. Rakić, B. Srdić. Nutritional status nad fat tissue distribution in health adults from some places in Central Banat. *Medicinski Pregled*, 63(2), 2010, 1-26.
[27] J. Wu, Z. Sun. Evaluation of shallow groundwater contamination and associated human health risk in aluvial plain impacted by agricultural and industrial activities. *Expo Health*, 2015. doi: 10.1007/s12403-015-0170-x
[28] Guideline on the specification limits for residues of metal catalysts or metal reagents. Committee for Medicinal Products for Human Use (CHMP), European Medicines Agency, London, 2008.

## TRACKING CHANGES OF CONTENTS OF URANIUM IN WATER FROM BELGRADE PLUMBING DURING MULTI-YEAR PERIOD

**Miloš B. RAJKOVIĆ[1], Mirjana STOJANOVIĆ[2], Gordana PANTELIĆ[3] and Maja EREMIĆ-SAVKOVIĆ[4]**

*1) University of Belgrade, Faculty of Agriculture, Institute for Food Technology and Biochemistry, Belgrade-Zemun, rajmi@agrif.bg.ac.rs*
*2) Institute for Technology of Nuclear and Other Mineral Raw Materials (ITNMS), Belgrade, m.stojanovic@itnms.ac.rs*
*3) University of Belgrade, "Vinča" Institute of Nuclear Sciences, Department of Radiation and Environmental Protection, Belgrade, pantelic@vinca.rs*
*4) Serbian Radiation Protection and Nuclear Safety Agency, Belgrade, eremic.savkovic@srbatom.gov.rs*

**ABSTRACT**

*Uranium is present in surface and underground water in the concentration range from 0.01 μg/dm$^3$ to 1500 μg/dm$^3$. Due to mobility of its dissolved compounds, uranium can be found in human body in elevated concentration, while kidneys are main target of the attack. Because of these reasons, during time period from 2008 to 2015 monitoring of uranium concentration in drinking water used in Belgrade water supply was performed. An indirect method was used for determination of heavy metals content and uranium in drinking water.*

*An examination of isotope type gave result that uranium in drinking water is in form of isotope $^{238}U$, while isotope $^{235}U$ is present in a constant concentration, which consequently leads to a reduction of isotopic ratio $^{238}U/^{235}U$ due to the reduction of concentration of isotope $^{238}U$ in the drinking water in the exanimated period.*

*Test results showed that the concentration of uranium in drinking water ranges from 0.42 μg/dm$^3$ to 0.71 μg/dm$^3$ which is under proposed and permitted concentration of 2 μg/dm$^3$. It is proven that uranium in drinking water has anthropogenic origin and its presence has no short-term risk to human health. However, continuous ingestion of uranium in long-term interval can have an impact on human health. Calculated potentially carcinogenic risk to human health highlighted to the real danger for the average 20 out of 1,000 people which constantly consume this water for drink.*

# DISTRIBUCIJA PRIRODNIH RADIONUKLIDA U OBRADIVOM ZEMLJIŠTU JUGOISTOČNOG BEOGRADA

**Nataša B. SARAP, Marija M. JANKOVIĆ, Milica M. RAJAČIĆ, Jelena D. KRNETA NIKOLIĆ, Dragana J. TODOROVIĆ i Gordana K. PANTELIĆ**

*Univerzitet u Beogradu, Institut za nuklearne nauke „Vinča", Laboratorija za zaštitu od zračenja i zaštitu životne sredine, Beograd, Srbija, natasas@vinca.rs, marijam@vinca.rs, milica100@vinca.rs, jnikolic@vinca.rs, beba@vinca.rs, pantelic@vinca.rs*

***SADRŽAJ***

*Zemljište kao značajna i nezaobilazna karika u lancu kruženja materije i energije u prirodi, naročito je izloženo kontaminaciji. Zbog toga je od izuzetnog značaja praćenje distribucije radioaktivnosti, posebno u obradivom zemljištu koje se koristi za intenzivnu poljoprivrednu proizvodnju, čime se dobija uvid u kumulativnu depoziciju i disperziju radioaktivnosti u ovom delu agroekosistema. U cilju određivanja radioaktivnosti obradivog zemljišta jugoistočnog Beograda, izmerene su aktivnosti prirodnih radionuklida: $^{210}Pb$, $^{238}U$, $^{235}U$, $^{226}Ra$, $^{232}Th$ i $^{40}K$, primenom nuklearne tehnike gama spektrometrije visoke rezolucije. U radu je prikazana vertikalna distribucija ispitanih radionuklida u zemljištu i korelacija njihovih specifičnih aktivnosti sa fizičko-hemijskim karakteristikama zemljišta. Izmerene specifične aktivnosti uzoraka zemljišta sa šest lokacija su: 41-74 Bq kg$^{-1}$ za $^{210}Pb$, 39-67 Bq kg$^{-1}$ za $^{238}U$, 2,4-3,6 Bq kg$^{-1}$ za $^{235}U$, 37-53 Bq kg$^{-1}$ za $^{226}Ra$, 51-60 Bq kg$^{-1}$ za $^{232}Th$ i 540-670 Bq kg$^{-1}$ za $^{40}K$. Raspodela ovih radionuklida po dubini zemljišnog profila, uglavnom zavisi od fine frakcije zemljišta - praha i gline, higroskopske vlažnosti, gustine, sadržaja humusa, $CaCO_3$ i organskog ugljenika u zemljištu. Naša analiza nije pokazala korelaciju između specifičnih aktivnosti $^{210}Pb$ i $^{226}Ra$ i fizičko-hemijskih karakteristika ispitanih uzoraka zemljišta.*

## 1. UVOD

Živi svet je od nastanka izložen jonizujućem zračenju, koje je prirodna karakteristika životne sredine i u prirodnim uslovima ne dovodi do poremećaja dinamičke ravnoteže biosfere i ekoloških sistema. Primordijalni radionuklidi kao komponenta prirodne radioaktivnosti, takođe nazvani terestričko pozadinsko zračenje, formirani su u procesima nukleosinteze u zvezdama. Jedino ovi radionuklidi i produkti njihovog raspada, koji se i danas mogu naći na Zemlji, kao što su $^{40}K$ (vreme poluraspada $1{,}3\times10^{9}$ godina) i radionuklidi iz uranijumovog ($^{238}U$, vreme poluraspada $4{,}5\times10^{9}$ godina) i torijumovog ($^{232}Th$, vreme poluraspada $1{,}4\times10^{10}$ godina) niza, imaju vreme poluraspada uporedivo sa starošću Zemlje [1]. Gama zračenje ovih radionuklida predstavlja glavni izvor spoljašnjeg ozračivanja stanovništva.

Najveći doprinos gama zračenju u životnoj sredini daju prirodni radionuklidi u zemljištu. Prirodna radioaktivnost zemljišta zavisi od vrste zračenja i geološke strukture posmatranog prostora. Zemljište je kompleksan polidisperzni heterogeni sistem sačinjen od mineralne (neorganske) komponente, koja se sastoji od čestica nastalih erozivnim dejstvom prirodnih faktora na stene, i od organske komponente, koja nastaje uglavnom razlaganjem biljnog materijala [2]. Obzirom na to da stene sadrže prirodne radionuklide u različitim koncentracijama, u zemljištu nastalom raspadanjem stena takođe se nalaze prirodni radionuklidi.

Raspodela prirodnih radionuklida u obradivom zemljištu nije uniformna i poznavanje njihove distribucije i koncentracije igra važnu ulogu u zaštiti od zračenja [3]. Varijacija sadržaja radionuklida u zemljištu zavisi od njegovog mineralnog sastava i fizičko-hemijskih karakteristika, od meteoroloških uslova i moguće translokacije i migracije radionuklida u dublje slojeve zemljišta [4].
Kontinualno merenje i praćenje nivoa osnovne aktivnosti uzoraka iz životne sredine ima fundamentalni značaj sa aspekta zaštite ekosistema, jer je to osnova na kojoj se grade kriterijumi radiološke sigurnosti biosfere. Do povećanja koncentracije prirodnih radionuklida u zemljištu može doći usled promena u geološko-geohemijskom sistemu ili antropogenim delovanjem, npr. korišćenjem mineralnih đubriva. Stoga je cilj ovog rada ispitivanje radioaktivnosti obradivog zemljišta na području jugoistočnog Beograda, određivanje faktora koji utiču na vertikalnu distribuciju prirodnih radionuklida u zemljištu i analiza korelacija koje ukazuju na veoma kompleksan proces njihovog ponašanja u zemljišnim ekosistemima.

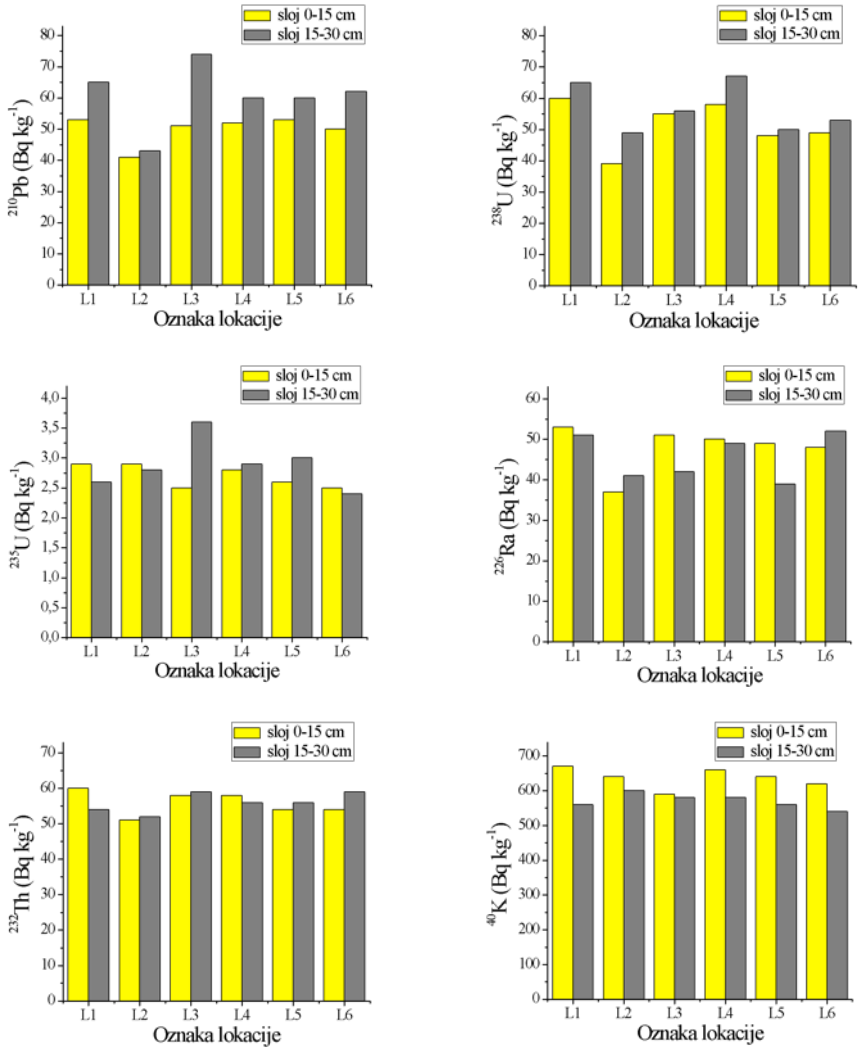
## 2. EKSPERIMENTALNI DEO

Ogledno polje „Radmilovac" se nalazi u jugoistočnom delu Beograda, u blizini Instituta za nuklearne nauke „Vinča". Uzorkovanje zemljišta na parcelama ovog oglednog polja je izvršeno u maju 2013. godine. Zemljište je uzorkovano u dva sloja oraničnog horizonta, 0-15 cm i 15-30 cm, pomoću ašova i sonde od nerđajućeg čelika prečnika 10 cm. Masa svakog uzorka je iznosila oko 2,5 kg. Ogledne parcele obeležene sa L1-L3 su deo koncepta organske poljoprivrede u okviru koga su primenjena dva tipa đubriva (L1 - mikrobiološko i L2 - organsko), dok je L3 - kontrolni tretman, bez aplikacije đubriva. Preostale tri ogledne parcele obeležene sa L4-L6, deo su koncepta održive poljoprivrede u kome je zastupljena primena različitih nivoa đubrenja, viši nivo od 120 kg $ha^{-1}$ N (L4) i realni nivo od 60 kg $ha^{-1}$ N (L5), dok je ogledna parcela L6 kontrolni tretman bez aplikacije đubrenja.
Priprema uzoraka zemljišta je obuhvatala sledeće korake: uklanjanje mehaničkih nečistoća i sitnjenje prstima do agregata veličine 1-3 cm, sušenje do konstantne mase na 105 °C tokom 24-48 h, mehaničko sitnjenje u mlinu za mlevenje uzoraka i dodatno ručno u avanu sa tučkom, a zatim prosejavanje kroz sito od nerđajućeg čelika (veličine pora 250 μm), čime su uzorci homogenizovani do praha. Uzorci su spakovani u Marineli posude zapremine 500 mL i zatopljeni pčelinjim voskom, nakon čega su stajali 30 dana da bi se uspostavila radioaktivna ravnoteža post-radonskih članova niza $^{238}U$.
Specifične aktivnosti prirodnih gama emitera su određene gama spektrometrijskom tehnikom. Merenja su obavljena na HPGe (od eng. *High-purity Germanium*) detektoru (Canberra Industries, Meriden, Connecticut, Sjedinjene Američke Države) relativne efikasnosti 18%, u trajanju od 60000 s. Spektri su analizirani pomoću programa GENIE 2000 (Canberra Industries, Meriden, Connecticut, Sjedinjene Američke Države).
Za određivanje mehaničkog sastava zemljišta korišćena je pipet metoda, odnosno sedimentacija u mirnoj vodi [5]. Higroskopska vlažnost je određena gravimetrijskim gubitkom vode iz uzoraka zemljišta, čije su mase izmerene pre sušenja na 105 ºC. Gustina ili zapreminska masa, u prirodno-nenarušenom stanju zemljišta je određena cilindrima po Kopecky-om, zapremine 100 $cm^3$ [6]. Aktivna i supstituciona kiselost u zemljištu su određene elektrometrijskom metodom pomoću pH-metra sa dvojnom kombinovanom elektrodom, i to, aktivna kiselost u odnosu zemljišta i destilovane vode 1:2,5, a supstituciona u istom odnosu zemljišta i 1M KCl [7]. Kvantitativni sadržaj $CaCO_3$ je

određen volumetrijski merenjem zapremine oslobođenog $CO_2$, pomoću Scheibler-ovog kalcimetra [8]. Sadržaj humusa je određen Tjurin-ovom metodom [9,10]. Sadržaj organskog ugljenika je određen titracijom sa $(NH_4)_2Fe(SO_4)_2 \times 6H_2O$, nakon digestije uzoraka rastvorom dihromat sumporne kiseline [11].

## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

Specifične aktivnosti radionuklida $^{210}Pb$, $^{238}U$, $^{235}U$, $^{226}Ra$, $^{232}Th$ i $^{40}K$ u uzorcima zemljišta sakupljenim na šest parcela oglednog polja „Radmilovac" uzorkovanih u dva sloja, predstavljene su na slici 1. Evidentno je da su $^{210}Pb$ i $^{238}U$ migrirali u dublji sloj zemljišta na svim lokacijama, jer su njihove vrednosti specifičnih aktivnosti bile više u tom sloju zemljišta, dok su specifične aktivnosti $^{40}K$ bile više u površinskom sloju zemljišta. Specifične aktivnosti $^{235}U$, $^{226}Ra$ i $^{232}Th$ su bile uglavnom više u dubljem sloju zemljišta oraničnog horizonta. Neuniformna distribucija radionuklida u poljoprivrednom zemljištu može biti posledica tehnologije obrade zemljišta, prilikom koje može doći do godišnjih mešanja (rotiranja) slojeva zemljišta. Predstavljeni rezultati su u skladu sa literaturnim podacima [1,3,12].




**Slika 1. Specifične aktivnosti radionuklida u zemljištu oraničnog horizonta**

Vrednosti specifičnih aktivnosti prirodnih radionuklida u obradivom zemljištu oglednog polja „Radmilovac" u slojevima 0-15 cm (sloj 1) i 15-30 cm (sloj 2), analizirane su deskriptivnom statistikom. Deskriptivna statistika koja je prikazana u tabeli 1, obuhvata: minimalnu i maksimalnu vrednost, opseg (razlika između maksimalne i minimalne vrednosti), srednju vrednost, standardnu devijaciju, medijanu (vrednost promenljive koja deli skup u kome su podaci uređeni po veličini, na dva jednaka dela), koeficijent asimetrije i koeficijent zaobljenosti (ovi koeficijenti ukazuju na veličinu odstupanja od normalne raspodele).

**Tabela 1. Deskriptivna statistika specifičnih aktivnosti prirodnih radionuklida u zemljištu oglednog polja Radmilovac**

| Parametar | Sloj | Specifična aktivnost (Bq kg$^{-1}$) | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | $^{210}$Pb | $^{238}$U | $^{235}$U | $^{226}$Ra | $^{232}$Th | $^{40}$K |
| Minimalna vrednost | 1 | 41 | 39 | 2,5 | 37 | 51 | 590 |
| | 2 | 43 | 49 | 2,4 | 39 | 52 | 540 |
| Maksimalna vrednost | 1 | 53 | 60 | 2,9 | 53 | 60 | 670 |
| | 2 | 74 | 67 | 3,6 | 52 | 59 | 600 |
| Opseg | 1 | 12 | 21 | 0,4 | 16 | 9 | 80 |
| | 2 | 31 | 18 | 1,2 | 13 | 7 | 60 |
| Srednja vrednost | 1 | 50 | 52 | 2,7 | 48 | 56 | 637 |
| | 2 | 61 | 57 | 2,9 | 46 | 56 | 570 |
| Standardna devijacija | 1 | 5 | 8 | 0,2 | 6 | 4 | 29 |
| | 2 | 10 | 8 | 0,4 | 6 | 3 | 21 |
| Medijana | 1 | 52 | 52 | 2,7 | 50 | 56 | 640 |
| | 2 | 61 | 54 | 2,9 | 46 | 56 | 570 |
| Koeficijent asimetrije | 1 | 4,6 | -0,14 | -2,7 | 4,2 | -1,3 | 0,26 |
| | 2 | 2,4 | -1,8 | 1,6 | -2,7 | -1,0 | -0,25 |
| Koeficijent zaobljenosti | 1 | -2,1 | -0,69 | -1,5 | -1,9 | -0,25 | -0,71 |
| | 2 | -0,89 | 0,59 | 1,0 | -0,01 | -0,26 | 0 |

U cilju ispitivanja relacija između osobina zemljišta i aktivnosti prirodnih radionuklida, određeno je nekoliko fizičko-hemijskih karakteristika zemljišta oglednog polja „Radmilovac". Rezultati određivanja fizičkih i hemijskih karakteristika zemljišta prikazani su u tabelama 2 i 3.

**Tabela 2. Fizičke osobine zemljišta**

| Oznaka lokacije | Mehanički sastav zemljišta (%) | | | | Tekstura [13] | Higroskopska vlaga (%) | Gustina zemljišta (g cm$^{-3}$) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Krupni pesak | Sitni pesak | Prah | Glina | | | |
| L1 | 3,73 | 2,95 | 62,26 | 31,06 | PGI* | 2,55 | 1,29 |
| L2 | 4,12 | 3,27 | 63,42 | 29,19 | PGI | 2,62 | 1,33 |
| L3 | 2,87 | 3,13 | 61,25 | 32,75 | PGI | 2,42 | 1,31 |
| L4 | 9,23 | 7,11 | 56,31 | 27,35 | PGI | 2,84 | 1,30 |
| L5 | 8,41 | 5,02 | 53,83 | 32,74 | PGI | 2,37 | 1,27 |
| L6 | 7,97 | 6,28 | 52,48 | 33,27 | PGI | 2,22 | 1,25 |

*PGI - Praškasto glinovita ilovača

Na osnovu granulometrijskog sastava zemljišta, utvrđeno je da ispitano zemljište spada u ilovače koje karakteriše praškasto-glinasta tekstura, sa niskim sadržajem peska i izuzetno

visokim, ali povoljnim sadržajem praha i nešto nižim sadržajem gline. Prema klasifikaciji zemljišta koja uzima u obzir zbirnu frakciju fizičkog peska i gline, ovo zemljište pripada stepskom tipu, i to černozemolikom zemljištu (izluženi černozem). Vrednosti higroskopske vlažnosti (2,22 - 2,84%) potvrđuju da ovo zemljište po mehaničkom sastavu odgovara ilovači. Na osnovu podele zemljišta prema gustini, zemljište ispitivanog lokaliteta spada u malo sabijenu oranicu, koju karakterišu vrednosti u intervalu 1,1 - 1,3 g $cm^{-3}$.

**Tabela 3. Hemijske osobine zemljišta**

| Oznaka lokacije | pH u $H_2O$ | pH u KCl | $CaCO_3$ (%) | Humus (%) |
|---|---|---|---|---|
| L1 | 6,23 | 6,77 | 1,40 | 2,01 |
| L2 | 6,38 | 6,75 | 1,28 | 2,37 |
| L3 | 6,56 | 7,00 | 1,52 | 2,47 |
| L4 | 7,00 | 7,56 | 1,20 | 2,08 |
| L5 | 7,12 | 7,87 | 1,35 | 2,12 |
| L6 | 7,35 | 7,92 | 1,64 | 2,63 |

Rezultati ispitivanja aktivne kiselosti zemljišta (pH u $H_2O$) su ukazali da zemljište na lokacijama L1-L3 spada u slabo kisela zemljišta, dok je zemljište na lokacijama L4-L6 u pogledu pH vrednosti neutralno. U postupku određivanja supstitucione kiselosti (pH u KCl) odgovarajuće hemijske reakcije zemljišta su bliže neutralnoj i slabo alkalnoj hemijskoj reakciji. Vrednosti sadržaja $CaCO_3$ su ukazale da je ovo zemljište slabo karbonatno. Na osnovu sadržaja humusa, analizirano zemljište pripada klasi slabo humusnog zemljišta.

Pirsonovim korelacionim testom ispitana je povezanost između aktivnosti prirodnih radionuklida i fizičko-hemijskih karakteristika analiziranih uzoraka zemljišta oraničnog horizonta. Rezultati korelacija su prikazani u tabeli 4. Fizičko-hemijske osobine analiziranog zemljišta su pokazale korelaciju sa specifičnim aktivnostima $^{235}U$, $^{238}U$, $^{232}Th$ i $^{40}K$. Radionuklidi $^{210}Pb$ i $^{226}Ra$ nisu pokazali koreliranost sa ispitanim fizičko-hemijskim karakteristikama zemljišta oglednog polja.

**Tabela 4. Pirsonov korelacioni koeficijent između specifičnih aktivnosti radionuklida i fizičko-hemijskih karakteristika zemljišta**

| Parametar | $^{210}Pb$ | $^{238}U$ | $^{235}U$ | $^{226}Ra$ | $^{232}Th$ | $^{40}K$ |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Krupni pesak** | 0,326 | 0,072 | -0,196 | 0,112 | -0,175 | 0,287 |
| **Sitni pesak** | 0,290 | 0,117 | -0,253 | 0,147 | -0,068 | 0,160 |
| **Prah** | -0,458 | -0,015 | 0,597* | -0,274 | 0,577* | 0,702* |
| **Glina** | 0,300 | -0,068 | -0,756* | 0,298 | 0,590* | -0,644* |
| **Higroskopska vlažnost** | -0,146 | 0,598* | 0,745* | -0,124 | -0,557* | 0,679* |
| **Gustina zemljišta** | -0,337 | -0,176 | 0,553* | -0,470 | -0,559* | 0,968* |
| **pH u vodi** | 0,313 | -0,094 | -0,641* | 0,139 | 0,608* | -0,196 |
| **pH u KCl** | 0,431 | -0,026 | -0,609* | 0,236 | 0,569* | -0,102 |
| **$CaCO_3$** | 0,178 | 0,031 | -0,729* | 0,271 | 0,705* | -0,659* |
| **Humus** | -0,038 | -0,565* | -0,631* | -0,333 | 0,529* | -0,805* |
| **Organski C** | -0,136 | 0,645* | 0,815* | 0,003 | -0,608* | 0,627* |

*Korelacija značajna na nivou 0,05

## 4. ZAKLJUČAK

U analiziranim uzorcima obradivog zemljišta oglednog polja „Radmilovac" koje se nalazi u jugoistočnom Beogradu, utvrđeno je prisustvo prirodnih radionuklida: $^{210}$Pb, $^{238}$U, $^{235}$U, $^{226}$Ra, $^{232}$Th i $^{40}$K. Takođe, prikazana je njihova raspodela u dva sloja oraničnog horizonta zemljišta (0-15 cm i 15-30 cm) tipa izluženi černozem. Rezultati proste linearne korelacije su ukazali na povezanost specifičnih aktivnosti $^{235}$U, $^{238}$U, $^{232}$Th i $^{40}$K sa fizičko-hemijskim karakteristikama zemljišta istraživanog prostora. Analiza korelacija ukazuje na zavisnost vertikalne distribucije ovih radionuklida od sadržaja fine frakcije zemljišta - praha i gline, higroskopske vlažnosti i gustine zemljišta, zatim sadržaja humusa, $CaCO_3$ i organskog ugljenika u zemljištu, a samim tim i na kompleksan proces njihove migracije u agroekosistemu.

## 5. ZAHVALNICA

Ovaj rad je finansijski podržan od strane Ministarstva prosvete, nauke i tehnološkog razvoja Republike Srbije (projekat III 43009).

## 6. LITERATURA

[1] M. Tzortzis, H. Tsertos, S. Christofides, G. Christodoulides. Gamma-ray measurements of naturally occurring radioactive samples from Cyprus characteristic geological rocks. *Radiat. Measurem.* 37, 2003, 221-229.
[2] B. Gajić. Fizika zemljišta. Univerzitet u Beogradu, Poljoprivredni fakultet, Beograd, 2006.
[3] S. Dimovska, T. Stafilov, R. Šajn. Radioactivity in soil from the city of Kavadarci (Republic of Macedonia) and its environs. *Radiat. Prot. Dosim.* 148, 2012, 107-120.
[4] F.K. Vosniakos. Cs-147 and K-40 concentration in soil and their transfer to plant. In: D. Kovačević, ed. *Proc. Third Int. Sci. Agro. Sym.*, Jahorina, Bosnia and Herzegovina, 15-17 November 2012. University of East Sarajevo, Faculty of Agriculture, 2012, 379-386.
[5] J.B.D. Robinson. Soil particle-size fractions and nitrogen mineralization. *J. Soil. Sci.* 18, 1967, 109-117.
[6] M. Belić, Lj. Nešić, V. Ćirić. Praktikum iz pedologije. Univerzitet u Novom Sadu, Poljoprivredni fakultet, Novi Sad, 2014.
[7] Soil Quality-Determination of pH, ISO 10390. International Standardization Organization (ISO), Geneva, 2005.
[8] Soil Quality-Determination of carbonate content-volumetric method, ISO 10693. International Standardization Organization (ISO), Geneva, 1995.
[9] V.N. Simakov. Application of phenylanthranilic acid in determining humus, the method of Tyurin. *Почвоведение* 8, 1957, 72-73.
[10] V.G. Mineev. Practicum on agrochemistry. University of Moscow, Russian Academy of Agricultural Sciences, Moscow, 2001.
[11] A. Walkley, I.A. Black. An examination of the Degtjareff method for determininig soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci*. 37, 1934, 29-38.
[12] I. Vukašinović, A. Đorđević, M.B. Rajković, D. Todorović, V.B. Pavlović. Distribution of natural radionuclides in anthrosol-type soil. *Turk. J. Agric. For.* 34, 2010, 539-546.

[13] Soil Survey Manual, Chapter 3. Soil Conservation Service, United States Department of Agriculture (USDA), Soil Survey Division Staff

# DISTRIBUTION OF NATURAL RADIONUCLIDES IN AGRICULTURAL SOIL OF SOUTHEAST BELGRADE

**Nataša B. SARAP, Marija M. JANKOVIĆ, Milica M. RAJAČIĆ, Jelena D. KRNETA NIKOLIĆ, Dragana J. TODOROVIĆ and Gordana K. PANTELIĆ**

*University of Belgrade, Vinča Institute of Nuclear Sciences, Radiation and Environmental Protection Department, Belgrade, Serbia, natasas@vinca.rs, marijam@vinca.rs, milica100@vinca.rs, jnikolic@vinca.rs, beba@vinca.rs, pantelic@vinca.rs*

***ABSTRACT***

*Soil represents a potential source of contamination of biota. Hence, tracking distribution of radioactivity in the soil is very important, particularly in cultivated soil used for intensive agricultural production, where it gives an insight into the cumulative deposition and dispersion of radioactivity in that part of agroecosystems. To determine the radioactivity of cultivated soil of southeast Belgrade, specific activities of natural radionuclides $^{210}Pb$, $^{238}U$, $^{235}U$, $^{226}Ra$, $^{232}Th$ and $^{40}K$ were measured using high resolution gamma spectrometry. This paper gives the vertical distribution of the investigated radionuclides in the soil and a correlation of their specific activities with the physico-chemical characteristics of the soil. The measured specific activities are 41-74 Bq $kg^{-1}$ for $^{210}Pb$, 39-67 Bq $kg^{-1}$ for $^{238}U$, 2,4-3,6 Bq $kg^{-1}$ for $^{235}U$, 37-53 Bq $kg^{-1}$ for $^{226}Ra$, 51-60 Bq $kg^{-1}$ for $^{232}Th$ and 540-670 Bq $kg^{-1}$ for $^{40}K$. Pierson's linear correlation coefficients imply an association between the specific activities of $^{235}U$, $^{238}U$, $^{232}Th$ and $^{40}K$ and the physical and chemical soil characteristics in the investigated area. The distribution of these radionuclides depends mostly on the content of fine fraction - clay, but also on the content of humus, $CaCO_3$ and organic carbon in the soil. Our analysis shows no correlation between the specific activities of $^{210}Pb$ and $^{226}Ra$ and physico-chemical characteristics of the investigated soil samples.*

# GEOHEMIJSKO RADIJACIONO OPTEREĆENJE OBALSKIH PROFILA U SLIVU JUŽNE MORAVE

**Vesna SPASIĆ JOKIĆ[1] i Vojin GORDANIĆ[2]**

*1) Univerzitet u Novom Sadu, Fakultet tehničkih nauka, Novi Sad, Srbija, svesna@uns.ac.rs*

*2) Geoscienece, Beograd, Srbija, gordanicv@gmail.com*

***SADRŽAJ***

*Slivno područje Južne Morave obuhvata površinu oko 14 000 km$^2$. Reprezentativni uzorci su prema WEGS (zapadno evropske geohemijske grupacije) prikupljeni na tri profila: A- horizont na dubini (15-20) cm od površine terena, OB-Overbank sedimenta na dubni (80-100) cm i S-savremeni strim sedimenta. Geohemijskom prospekcijom na 5 lokacija obalskih profila u slivu Južne Morave prikupljeno je 40 uzoraka koji su analizirani na sadržaje prirodnih radionuklida $^{238}U$, $^{232}Th$ i $^{40}K$. Na svakoj lokaciji izvršeno je kartiranje obalskog profila. Na bazi rezultata radiometrijskih ispitivanja izračunato je geohemijsko radijaciono opterećenje prirodnih radionuklida u životnoj sredini ruralnih naselja. Za procenu uticaja eksterne ekvivalentne doze jonizujućeg zračenja u ambijentu ruralnih naselja primenjena je metoda Monte Karlo.*

## 1. UVOD

U cilju identifikacije geopatogenih zona i prirodnih radionuklida $^{238}$U, $^{232}$Th i $^{40}$K u životnoj sredini, prikupljeni su uzorci iz obalskih profila reka u slivu Južne Morave. Radijaciona sigurnost biološke populacije u ruralnim naseljima je u zavisnosti od determinacije porekla radioaktivne kontaminacije životne sredine i prostornog razmeštaja izvora radioaktivnosti.

Istraživanje zakonomernosti migracije i distribucije prirodnih radionuklida omogućilo je izdvajanje RA – radioekoloških areala i proračun radijacionog rizika za stanovništvo. Prema preporukama Medjunarodne komisije za zaštitu od zračenja još 1977. godine se odustalo od koncepta striktne dozvoljene vrednosti za ozračivanje stanovnišva u celini, čime je obuhvaćen i rizik od prirodnog zračenja iz bosfere [1,2].

Procena radijacionog rizika stanovništva Srbije zbog ozračivanja od prirodnih izvora u toku 40 godina (za period od 1945-1984. god.) pokazuje da usled prirodnog zračenja godišnje umire oko 220 ljudi, odnosno sa 39 godina je umrlo oko 8600 ljudi u Srbiji. Iz tog razloga je inicirana izrada geohemijskih karata kao podloga za geopatološka istraživanja. U izradi geohemijske karte u Srbiji 1:1 000 000 korišćene su slivne površine od 60-600 km$^2$ koje je predložio Boliken [3].

Proračun radijacionog opterećenja odnosi se na obalske profile reka u slivnom području Južne Morave. U depozicionim sedimentima obalskih profila sačuvan je geohemijski zapis sadržaja prirodnih radionuklida i drugih elemenata, na osnovu kojih je izvršen proračun radijacionog opterećenja. Izdvajanje geopatogenih zona uticaja prirodnih radionuklida u okviru radioekoloških areala, a u skladu sa geološko-strukturnim karakteristikama terena, omogućuje dalja geomedicinska istraživanja u zaštiti životne sredine ruralnih naselja.

## 2. MATERIJAL I METODE

Slivno područje reke Južne Morave sa svojim pritokama obuhvata površinu od oko 14.000 $km^2$. Sa istočne strane područje dreniraju reke Vrla, Vlasina, Nišava i Moravica, a sa južne strane Suva Morava, Veternica, Jablanica, Pusta reka i Toplica. U fazi regionalne geohemijske prospekcije, izvršeno je kartiranje obalskih profila aluvijalnih ravnica, rečnih dolina, dela Južne i Istočne Srbije. Mreža uzorkovanja prilagodjena je morfološkim i hidrografskim karakteristikama terena.
Prema preporuci WEGS-a (Zapadno-Evreopske Geohemijske Asocijacije), na izabranim lokacijama prikupljeni su uzorci iz: [4-6].

- A – horizonta, na dubini od oko 20 cm od površine, koji je zagadjen uticajem čoveka, a težina uzorka je iznosila 5 kg.
- OB – sediment – potpovršinski materijal (OB overbank sediment) uzorkovan je sa dubine od (1 – 1,5) m, u skladu sa litološkim promenama deponovanih sedimenata, pri čemu je težina uzorka iznosila (5-15) kg.
- S – savremeni aktivan strim sediment, koji je uzorkovan iz potoka radi korelacije sa rezultatima iz obalskih profila formiranih u prindustrijskom dobu, a težina uzorka iznosila je 5 kg.

Polovina uzoraka je ostavljena u prirodnom stanju za kasnija dodatna istraživanja, a od druge polovine uzori su sušeni na temperaturi od 80$^o$ C (za Hg 40$^o$ C ) i prosejavani na sitima dimenzije do 2 mm; (2-0,5) mm; (0,5-0,18) mm; (0,18-0,125) mm. Od frakcija manjih od 0,125 mm izvršena su laboratorijska ispitivanja.
U prikupljenim uzorcima sa niskim sadržajem U (< 50 ppm), odredjeni su sadržaji $^{238}U$, $^{232}Th$, $^{40}K$. Za merenje korišćen je sintilacioni ORTEC gamaspektrometar sa kristalom od NaJ (Tl) (10,16x10,16) cm sa pratećom elektronskom opremom i ORTEC za analizu spektra. Analize se zasnivaju na merenju zračenja visokih energija do 3 MeV. Relativna greška merenja je ± 5%.
Etaloniranje je izvršeno referentnim izvorima: 1-NBL 103 (USAEC), sadržaj U: 0,05%; 2-NBL 107, 01% Th; 3-K u obliku KCl sopstvene proizvodnje, i sertifikovanim mešanim izvorom, Amersham, 1988 ($^{55}Fe$ $^{60}Co$, $^{137}Cs$, $^{226}Ra$, $^{241}Am$).
Konverzioni faktori za ambijentnu jačinu ekvivalentne doze u jedinicama Sv/god po Bq/kg su proračunati za eksternu ekvivalentnu dozu tla za neograničenu debljinu kao i za ekvivalentnu dozu za debljinu tla od 15 cm površinskog sloja.
Gamaspektrometrijskom metodom je određen odnos $^{238}U$ i $^{235}U$ i utvrđeno je da se ne radi o osiromašenom uranijumu. Pretpostavljeno je da se radi o prirodnom uranijumu sa sadržajem: 99,284% $^{238}U$ +0,711% $^{235}U$ + 0,0058% $^{234}U$, dok su ostali izotopi uranijuma zanemarljivi. Pri proračunu je uzimano u obzir direktno i rasuto zračenje.
Izračunavanje konverzionih faktora je ključno u proceni udela gama zračenja iz tla u ukupnoj ambijentnoj ekvivalentnoj dozi. Osnovna postavka problema polazi od matrice koja prikazuje problem transporta radionuklida u tlu, između tla i vazduha i u vazduhu. S obzirom na gama linije tri radionuklida koji su od interesa rešavan je problem za energetski opseg od 1 keV do 2,75 MeV. Pretpostavljeno je da tlo predstavlja beskonačni medijum za rasejanje fotona i da su radionuklidi uniformno raspodeljeni po površini sa koje su uzimani pojedinačni uzorci. Karakteristike tla i preseci za fotone su preuzeti iz postojećih datoteka.

Osnovni proračun se odnosio na procenu jačine doze na visini 1m od tla, a onda je računski procenjena doza na 15 cm od tla, što je upoređeno sa klasičnim pristupom odnosa doza- kvadrat rastojanja od izvora.
Simulacija je rađena programom FORTRAN 77 za 2 π geometriju što je bilo jedino realno rešenje s obzirom na pretpostavku o beskonačnoj debljini tla. Uzimana je ista gustina stena za sve uzorke, ρ=2,6 kg/m$^3$, što je unelo dodatnu mernu nesigurnost reda 2%. Tačka procene doze simulirana je kao „detektor“ u obliku kvadrata stranica 2 m, a koji se nalazi na 1 m od tla i lociran je u zamišljenom centru površine sa koje je uzet uzorak. Mehanizmi interakcije fotona sa materijom su fotoelektrični efekat, Kompton-novo rasejanje i proizvodnja parova. Imajući u vidu karakteristike prirodnih radio-nuklida i njihove interakcije sa tlom u simulaciju je uveden dodatni „cut off“ energije na opseg od 50 keV do 2,6 MeV.
Kosinus ugla rasejanja je procenjen iz formule:

$$\mu = 1 + \frac{1}{\alpha} - \frac{x}{\alpha} \tag{1}$$

$$x = \frac{E}{E^*} \tag{2}$$

gde su $E$ i $E^*$ energije fotona pre i posle sudara, respektivno, izražene u jedinicama mc$^2$ ($mc^2$ = 0.511 MeV).
Za procenu fluksa fotona korišćena je relacija:

$$\Phi(E) = \sum_{i=1}^{N} \frac{1}{|\mu_i A|} \tag{3}$$

gde je N broj čestica energije $E$, a površina „detektora“ A izražena u jedinicama g/cm$^2$
Proračunom fluksa za sve energije u odabranom energetskom opsegu dobija se osnova za konverziju energetskog fotonskog fluksa u fluks po jedinici aktivnosti po jedinici mase tla.
Nerasejani fluks je dobijen iz relacije:

$$\Phi = -S_0 \frac{1}{2\left(\frac{\mu_s}{\rho_s}\right)\rho_s} \int_0^1 e^{-\frac{kC}{\omega}} e^{-\frac{zC}{\omega}} d\omega \tag{4}$$

gde su: $S_0$ - intenzitet izvora u jedinicama (foton/cm$^3$ s); z – dubina sa koje izvor emituje; $\omega = \cos\theta$; $\rho_s$ – gustina tla; $\mu_s/\rho_s$ – maseni koeficijent atenuacije u tlu; $\rho_\alpha$ – gustina vazduha; $\mu_\alpha/\rho_\alpha$ maseni koeficijent atenuacije u vazduhu; h – rastojanje „detektora“ od tla, C je konstanta koja zavisi od $\mu_\alpha/\rho_\alpha$.

Poznajući distribuciju energetskog fluksa izračunat je konverzioni faktor za jačinu apsorbovane doze DCF, pošto je $H = QD$, a kvalitet fotonskog zračenja ima vrednost Q=1, DCF je u jedinicama nGy/h po Bq/kg.

$$\overline{D} = \sum_{i=1}^{N} \frac{\mu_\alpha}{|\rho|}(E_i) E_i \Phi_i(E_i) \tag{5}$$

gde je $E_i$ srednja energija opsega i; $\phi_i(E_i)$ je fluks fotona po jedinici aktivnosti po jedinici mase tla u energetskom opsegu i; $\frac{\mu_\alpha(E_i)}{\rho}$ maseni koeficijent apsorpcije u vazduhu u energetskom opsegu i.

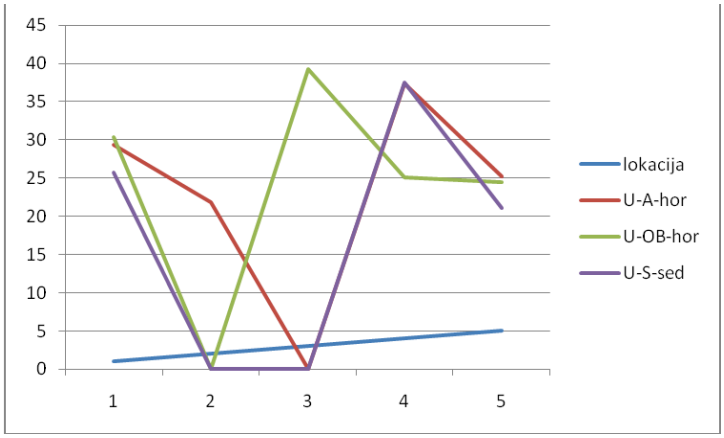
## 3. REZULTATI

Rezultati odredjivanja koncentracije radionuklida $^{238}$U, $^{232}$Th i $^{40}$K i proračuna eksterne ekvivalentne doze za radionuklide slučajno distribuirane kroz beskonočno debeo uzorak tla na 1 m od površine prikazani su u tabeli 1.
Rezultati odredjivanja koncentracije radionuklida $^{238}$U, $^{232}$Th i $^{40}$K i proračuna jačine apsorbovane doze prikazani su u tabeli 2.
Na slikama 1, 2 i 3 prikazani su rezultati odredjivanja koncentracije $^{238}$U, $^{232}$Th i $^{40}$K u različitim horizintima na pet lokacija u slivu Južne Morave.
Na slikama 4, 5 i 6 prikazani su uporedni rezultati odredjivanja koncentracije radionuklida $^{238}$U, $^{232}$Th i $^{40}$K u istom horizontu na pet lokacija u slivu Južne Morave.

**Tabela 1. Koncentracije radionuklida i proračunata ekvivalentna doza na pet lokacija u slivu Južne Morave**

| Merno mesto | Nivo | $^{238}$U [Bq/kg] | $^{238}$U * [nSv/god] | $^{232}$Th [Bq/kg] | $^{232}$Th * [nSv/god] | $^{40}$K [Bq/kg] | $^{40}$K * [μSv/god] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | A horizont | 29,36 | 5,16 | 27,10 | 6,18 | 480,18 | 218,68 |
| | OB horizont | 30,39 | 5,34 | 27,95 | 6,38 | 573,80 | 261,31 |
| | S-strim sediment | 25,74 | 4,53 | 36,48 | 8,32 | 558,70 | 254,43 |
| 2 | A horizont | 21,86 | 3,84 | 20,10 | 4,59 | 326,16 | 148,53 |
| 3 | OB horizont | 39,2 | 6,89 | 39,68 | 9,05 | 703,66 | 320,45 |
| 4 | A horizont | 37,38 | 6,57 | 42,47 | 9,69 | 706,68 | 321,82 |
| | OB horizont | 25,09 | 4,41 | 39,39 | 8,99 | 570,78 | 259,03 |
| | S-strim sediment | 37,51 | 6,59 | 46,96 | 10,71 | 755,00 | 343,83 |
| 5 | A horizont | 25,22 | 4,43 | 27,22 | 6,21 | 483,20 | 220,05 |
| | OB horizont | 24,44 | 4,30 | 29,57 | 6,75 | 474,14 | 215,93 |
| | S-strim sediment | 21,08 | 3,71 | 28,64 | 6,53 | 465,08 | 211,80 |

*Odnosi se na eksternu ekvivalentnu dozu za radionuklide slučajno distribuirane kroz beskonočno debeo uzorak tla

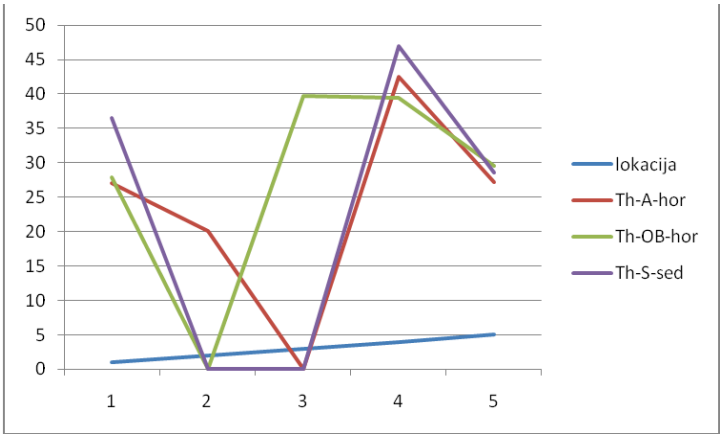



**Slika 1. Rezultati odredjivanja koncentracije uranijuma u tri horizonta na pet lokacija u slivu Južne Morave**

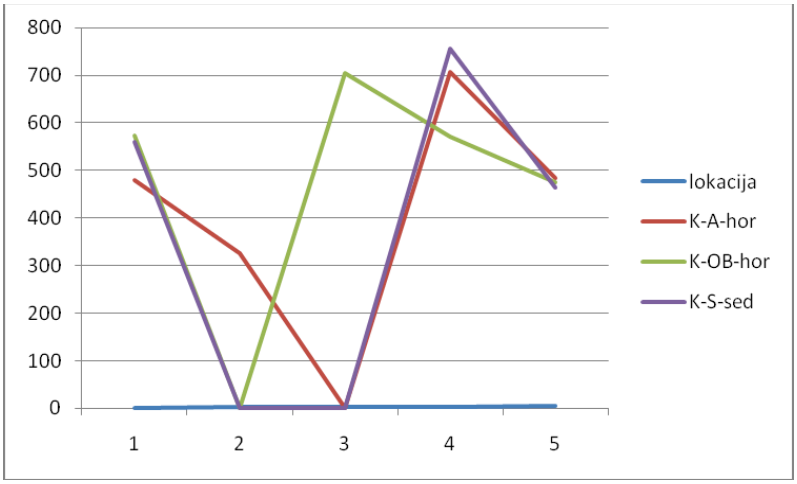
**Tabela 2. Koncentracije radionuklida i proračunata apsorbovana doza na pet lokacija u slivu Južne Morave**

| Merno mesto | Nivo | $^{238}$U (Bq/kg) | $^{238}$U ** (Gy/h) | $^{232}$Th (Bq/kg) | $^{232}$Th ** (Gy/h) | $^{40}$K (Bq/kg) | $^{40}$K ** (Gy/h) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **1** | A horizont | 29,36 | 5,46 | 27,10 | 0,068 | 480,18 | 12,562 |
| | OB horizont | 30,39 | 5,65 | 27,95 | 0,070 | 573,80 | 15,011 |
| | S-strim sediment | 25,74 | 4,79 | 36,48 | 0,092 | 558,70 | 14,616 |
| **2** | A horizont | 21,86 | 4,07 | 20,10 | 0,050 | 326,16 | 8,532 |
| **3** | OB horizont | 39,2 | 7,29 | 39,68 | 0,100 | 703,66 | 18,408 |
| **4** | A horizont | 37,38 | 6,95 | 42,47 | 0,107 | 706,68 | 18,487 |
| | OB horizont | 25,09 | 4,67 | 39,39 | 0,099 | 570,78 | 14,932 |
| | S-strim sediment | 37,51 | 6,98 | 46,96 | 0,118 | 755,00 | 19,751 |
| **5** | A horizont | 25,22 | 4,69 | 27,22 | 0,068 | 483,20 | 12,641 |
| | OB horizont | 24,44 | 4,55 | 29,57 | 0,074 | 474,14 | 12,404 |
| | S-strim sediment | 21,08 | 3,92 | 28,64 | 0,072 | 465,08 | 12,167 |

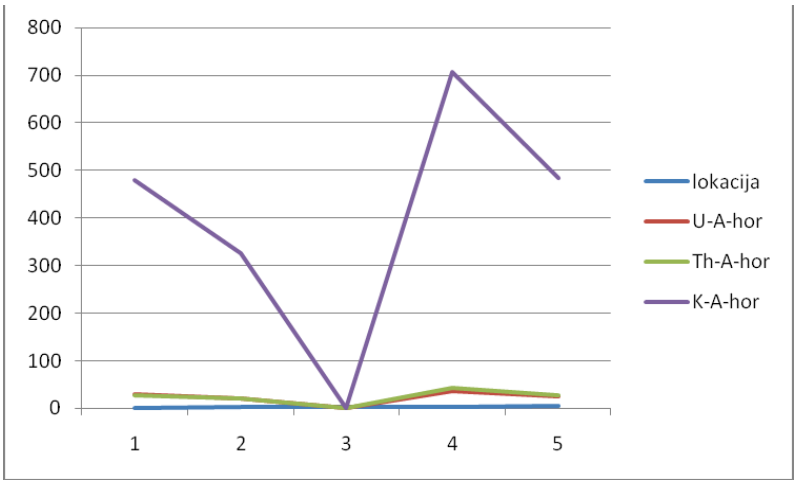
**Odnosi se na jačinu apsorbovane doze po jedinici akumulirane radioaktivnosti.



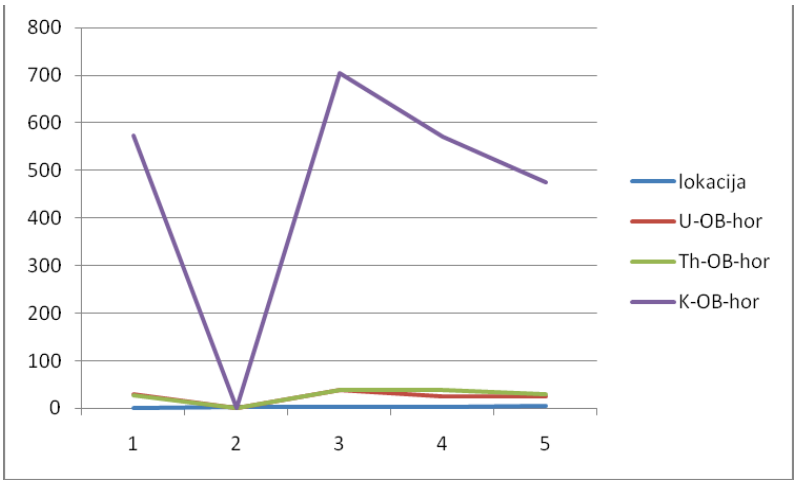

**Slika 2. Rezultati odredjivanja koncentracije radionuklifa Th u tri horizonta na pet lokacija u slivu Južne Morave**



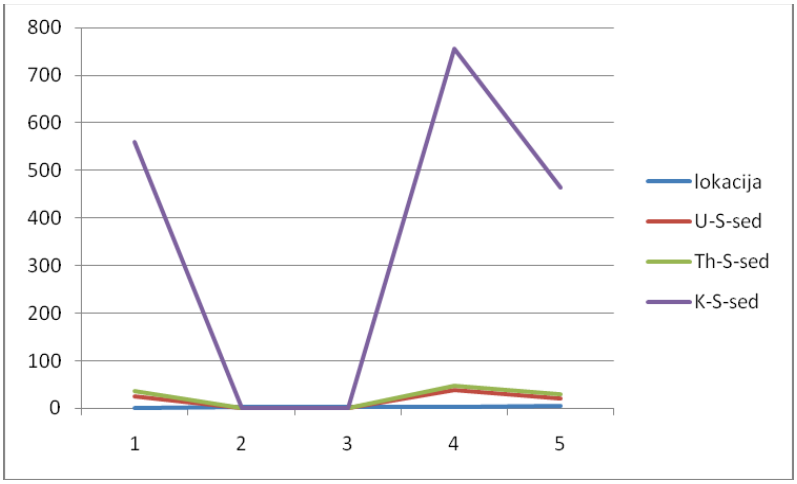

**Slika 3. Rezultati odredjivanja koncentracije radionuklida K u tri horizonta na pet lokacija u slivu Južne Morave**




**Slika 4. Uporedni prikaz koncentracije radionuklida U, Th i K u horizontu A na pet lokacija u slivu Južne Morave**




**Slika 5. Uporedni prikaz koncentracija radionuklida U, Th i K u horizontu OB na pet lokacija u slivu Južne Morave**




**Slika 6. Uporedni prikaz koncentracija radionuklida U, Th i K u stream sedimentu S na pet lokacija u slivu Južne Morave**

## 4. LITERATURA

[1] Recommendation of the ICRP, ICRP Publication 26, Ann.ICRP 1 (3), 1977.

[2] The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37 (2-4), 2007.

[3] B. Bolviken, J. Bogen, W. Demetriades, J. Ebbing, R. Hindel, R.T. Ottesen, R. Salminen, O. Schermann, R. Swennen. Final report of the working group on regional geochemical mapping 1986-1993. Forum of European Geological Surveys (FOREGS), Geological Survey of Norwey Open File Report, No.93-092, 1993.

[4] A.G. Darnley, R.G. Garrett, A contribution to IGCP 259, International Geochemical Mapping, Journal of Geochem. Explor. Special Volume on Regional Geochemical Mapping, 1990.

[5] Environmental Geochemistry, Treatise of Geochemistry, Volume 9, urednici S.Lollar , H.D. Holland, K.K. Turekian, Elsevier, Oxford, 2005.

[6] Pilot Project Report on the Geochemical Mapping of Western Europe towards the Year 2000, NGU Report 90-106, urednici A.Demetriades, R.T. Ottesen, J. Locutura, 1990.

# GEOCHEMICAL RADIATION BURDEN OF COSTAL PROFILES IN THE BASIN OF SOUTH MORAVA

**Vesna SPASIĆ JOKIĆ[1] and Vojin GORDANIĆ[2]**

*1) Faculty of Technical Sciences, University of Novi Sad, Serbia, svesna@uns.ac.rs*

*2) Geoscience, Belgrade, Serbia, gordanicv@gmaul.com*

***ABSTRACT***

*River basin of South Morava covers an area of about 14 000 km$^2$. Representative samples from coastal profiles were the base for the development of regional geochemical map in the frame of WEGS (Western European geochemical group). Samples were collected at the A- horizon at a depth of 15-20 cm from the ground surface; OB-overbank sediments at the depth of (80-100) cm and S-modern stream sediment. Geochemical prospecting was used at 538 coastal locations profile in the basin of South Morava and 40 samples were collected and analyzed for the content of natural radionuclides $^{238}$ U, $^{232}$ Th and $^{40}$ K. Based on the results of radiometric tests geochemical radiation burden of natural radionuclides in environment were calculated. To assess the impact of external equivalent dose of ionizing radiation in the atmosphere of rural settlements Monte Carlo was applied.*

# DISTRIBUCIJA MASENIH KONCENTRACIJA KALIJUMA, TORIJUMA I URANIJUMA U ZEMLJIŠTU SA TERITORIJA VEĆIH GRADOVA SRBIJE

**Ljiljana JANKOVIĆ MANDIĆ, Jelena PETROVIĆ, Mirjana ĆUJIĆ, Snežana DRAGOVIĆ**

*Univerzitet u Beogradu, Institut za nuklearne nauke Vinča, Beograd, Srbija, ljmandic@vin.bg.ac.rs*

***SADRŽAJ***

*U radu su prikazane masene koncentracije kalijuma, torijuma i uranijuma u uzorcima zemljišta sa teritorija 16 većih gradova Srbije sakupljenih u periodu od 2003. do 2015. godine, izračunate na osnovu gamaspektrometrijski izmerenih aktivnosti ovih radionuklida. Srednje vrednosti koncentracija analiziranih elemenata u uzorcima zemljišta iznose za kalijum 1,6% (od 0,5 do 2,6%), torijum 8,7 mg/kg (od 2,4 do 15,1 mg/kg) i uranijum 2,6 mg/kg (od 0,8 do 4,7 mg/kg). Masene koncentracije kalijuma, torijuma i uranijuma u analiziranim zemljištima pokazuju normalnu raspodelu. Analizirana je međusobna zavisnost parova radionuklida i dobijeni su Pirsonovi koeficijenti korelacije od 0,88 za K/Th, 0,89 za K/U i 0,98 za Th/U.*

## 1. UVOD

Zemljište je dinamički sistem u kome se istovremeno odvijaju različiti fizičko-hemijski i biološki procesi. Prirodna radioaktivnost zemljišta uglavnom zavisi od sadržaja uranijuma, radijuma, torijuma, kalijuma. Ponašanje radionuklida zavisi od njihove interakcije sa ostalim komponentama zemljišta, a njihovi međusobni odnosi mogu se koristiti u procenama različitih procesa u zemljištu. Od posebnog interesa su zemljišta u gradovima zbog antropogenih uticaja na životnu sredinu i mogućnosti povećanog radijacionog rizika. Cilj rada je određivanje sadržaja i distribucije prirodnih radionuklida u zemljištu većih gradova Srbije i njihove međusobne korelacije.

## 2. MATERIJAL I METODA

Uzorci neobrađivanog zemljišta su sakupljeni do dubine od 10 cm, u periodu od 2003. do 2015. godine sa teritorije 16 većih gradova Srbije. Osušeni uzorci zemljišta su mehanički usitnjeni, homogenizovani i upakovani u Marineli posude koje su zatvarane hermetički i ostavljane da odstoje 40 dana da bi se postigla ravnoteža post-radonskih članova niza $^{238}$U, pre gamaspektrometrijske analize. Uzorci su analizirani korišćenjem gama spektrometra ORTEC-AMETEK, rezolucije 1,85 keV, relativne efikasnosti 30%, 34% i rezolucije 1,95 keV relativne efikasnosti 49% na 1,33 MeV za $^{60}$Co. Za obradu spektra korišćen je softver Gamma Vision-32[1].

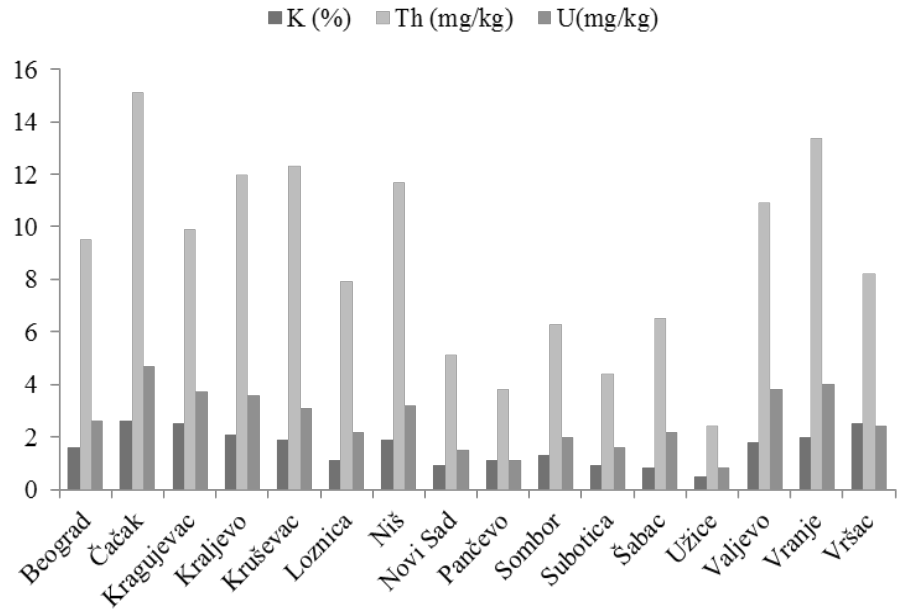
Specifične aktivnosti $^{40}$K, $^{232}$Th i $^{238}$U konvertovane se u masene koncentracije elemenata kalijuma, torijuma i uranijuma, respektivno, primenom sledeće jednačine [2-3]:

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

gde je: $F_E$ - udeo elementa E u uzorku, $M_E$ - atomska masa (kg/mol), $\lambda_{E,i}$ - konstanta radioaktivnog raspada izotopa *i* elementa E (1/s), $f_{E,i}$ - zastupljenost izotopa *i* u prirodi, $A_{E,i}$ - izmerena specifična aktivnost (Bq/kg) radionuklida, $N_A$ - Avogadrov broj ($6{,}023\times10^{23}$ atoma/mol) i C - konstantna sa vrednostima $10^6$ za U i Th (koncentracije u mg/kg) ili 100 za K (koncentracija u %).

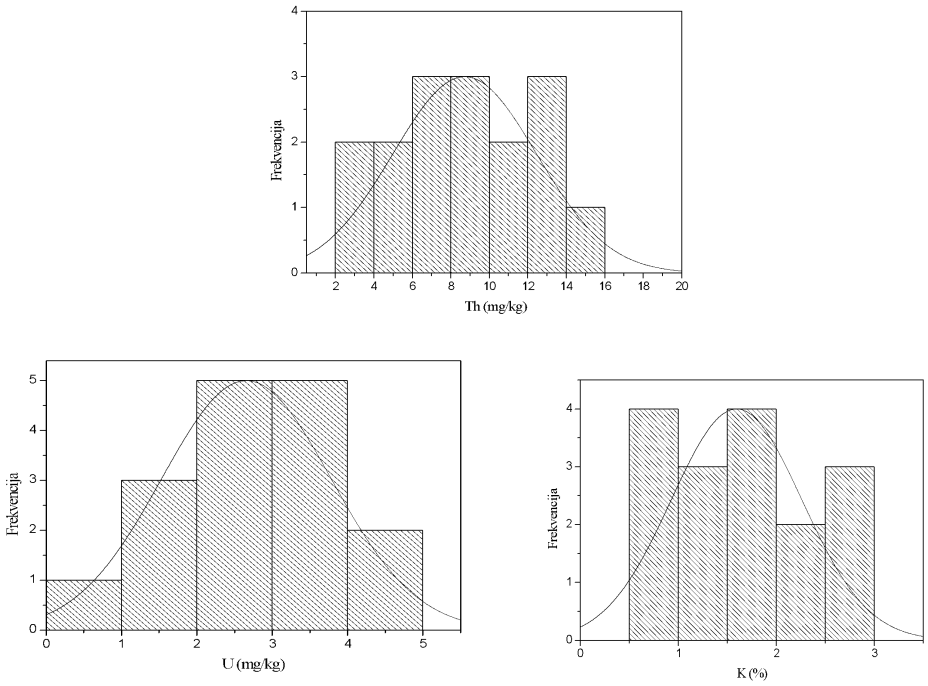
## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

Srednje vrednosti masenih koncentracija kalijuma, torijuma i uranijuma u različitim gradovima Srbije prikazane su na slici 1. Najviše srednje vrednosti kalijuma (2,6%), torijuma (15,1 mg/kg) i uranijuma (4,7 mg/kg) nađene su u neobrađivanom zemljištu Čačka, dok su najniže koncentracije nađene u zemljištu sakupljenom sa teritorije grada Užica (slika 1). Srednje vrednosti masenih koncentracija za sve analizirane uzorke iznose1,6% za kalijum, 8,7 mg/kg za torijumi, 2,6 mg/kg za uranijum.



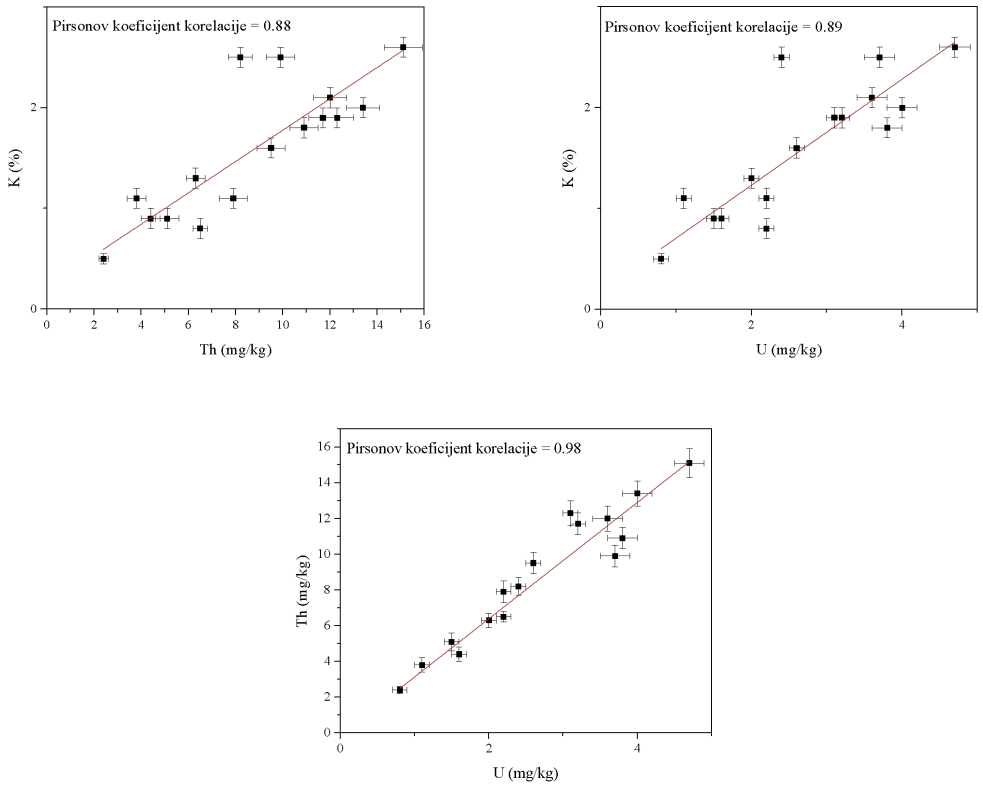

**Slika 1. Masene koncentracije kalijuma, torijuma i uranijuma u neobrađivanom zemljištu većih gradova u Srbiji**

Masene koncentracije analiziranih elemenata u uzorcima gradskog zemljišta nalaze se u širokom opsegu vrednosti, što je posledica litoloških struktura analiziranih prostora, koji pripadaju različitim geotektonskim zonama (panonskom basenu, vardarskoj zoni, srpsko-makedonskoj masi, unutrašnjim Dinaridima i karpatskoj-balkanskoj zoni) [4]. Srednje masene koncentracije analiziranih elemenata u uzorcima zemljišta slične su sa prosečnim vrednostima na svetskom nivou, odnosno 1,4% za kalijum, 7,4 mg/kg za torijum i 2,8 mg/kg za uranijum [5]. Distribucije frekvencija masenih koncentracija analiziranih elemenata su prikazane na slici 2. Šapiro-Vilkov test raspodele [6] primenjen na masene koncentracije kalijuma, torijuma i uranijuma ukazuje na normalnu raspodelu analiziranih elemenata.




**Slika 2. Distribucija frekvencija masenih koncentracija kalijuma, torijuma i uranijuma u ispitivanim uzorcima zemljišta sa teritorija većih gradova Srbije**

Odnos masenih koncentracija kalijuma, torijuma i uranijuma u ispitivanim uzorcima zemljišta prikazan je na slici 3. Uočava se međusobna linearna zavisnost parova radionuklida K/Th, K/U, Th/U, izražena Pirsonovim koeficijentima korelacije od 0,88; 0,89 i 0,98, redom. Odnosi koncentracija kalijuma, torijuma i uranijuma u uzorcima zemljišta mogu poslužiti kao indikator postojanja relativnog osiromašenja ili obogaćenja koncentracija ovih elemenata. Prvobitne koncentracije radionuklida u stenama mogu se menjati usled procesa metamorfoze [7]. Koeficijenti korelacije linearnih zavisnosti parova radionuklida slični su onima dobijenim u sličnim studijama u Evropi, gde su se kretali u opsegu od 0,81 do 0,97 [8-9]. Srednja vrednost odnosa Th/U u analiziranim zemljištima iznosi 3,28 što je u skladu sa teorijski očekivanim odnosom ovih elemenata za Zemljinu koru, koji se kreće od 3,7 do 4,0 [10]. Ovo ukazuje na to da tokom vremena nije došlo do značajnijeg frakcionisanja stabilnog izotopa. Vrednost odnosa K/U u ispitivanim uzorcima zemljišta je $6{,}22\times10^3$ što je manje od vrednosti za Zemljinu koru koja se nalazi u opsegu od $1{,}0\times10^4$ do $1{,}3\times10^4$ [10]. Odnos K/Th u ispitivanim uzorcima zemljišta od $1{,}91\times10^3$ je između vrednosti dobijenih za uzorke zemljišta sa Kipra [6] $1{,}4\times10^3$ i $2{,}5\times10^3$ za zemljišta sa Alpa [9].




**Slika 3. Odnos masenih koncentracija kalijuma, torijuma i uranijuma u ispitivanim uzorcima zemljišta sa teritorija većih gradova Srbije**

## 4. ZAKLJUČAK

Rezultati ovog istraživanja pokazuju da su vrednosti masenih koncentracija kalijuma, torijuma i uranijuma u analiziranim uzorcima gradskog zemljišta u Srbiji slične sa prosečnim vrednostima na svetskom nivou. Međusobni odnosi ovih koncentracija u uzorcima zemljišta mogu poslužiti kao indikator postojanja relativnog osiromašenja ili obogaćenja koncentracija ovih elemenata. U analiziranim uzorcima zemljišta uočena je međusobna linearna zavisnost parova radionuklida Th/U, K/U i K/Th i njihova normalna raspodela. Ovi odnosi ukazuju da nije došlo do značajnog obogaćenja zemljišta ovim radionuklidima.

## 5. ZAHVALNICA

Rad je finasiran sredstvima Ministarstva prosvete, nauke i tehnološkog razvoja Republike Srbije (projekat III 43009).

## 6. LITERATURA

[1] Gamma Vission 32,Version 5.3., ORTEC, Oak Ridge, USA, 2001.
[2] M. Tzortzis, H. Tsertos, S. Christofides, G. Chirsodoulides, Gamma-ray measurements of naturally occuring radioactive samples from Cyprus characteristic geological rocks, *Radiat. Measur*, 37, 2003, 221-229.

[3] D.M. Hamby, A.K. Tynybekov, Uranium, thorium and potassium in soils along the shore of lake Issyk -Kyol in the Kyrghyz Republik, *Environ Monit Assess*, 73, 2002, 100-108.
[4] M.D. Dimitrijević, Geological Atlas of Serbia, The Serbian Ministry of Natural Resources and Environmental Protection, Belgrade, 2002, 187.
[5] Sources and effects of ionizing radiation, UNSCEAR, New York, 2008.
[6] S.S. Shapiro, M.B. Wilk, An analysis of variance test for normality, *Biometrics*, 52 1965, 591-611.
[7] M. Verdoya, P. Choizzi, V. Pasquale, Heat-producting radionuclides in metamorphic rocks of the Brainconnais-Piedmont Zone (Martime Alps) Ecologae, *Geological. Helve*. 94 , 2001, 1-7.
[8] M. Tzortzis, H. Tsertos, Determination of thorium, uranium and potassium elemental concentrations in surface in Cyprus, *J. Envir. Radioa*. 77, 2004, 325-328.
[9] P Chiozzi, V. Pasquale, M. Verdoya, Natural occuring radioactivity at the Alps-Apennines transition, *Radiat.Measur*. 35, 2002, 147-154.
[10] W.R. Van Schmus, Natural Radioactivity of the Crust and Mantle in Ahrens, A Handbook of Physical Constants, American Geophysical Union 1, 1995, 283-291.

## THE DISTRIBUTION OF THE MASS CONCENTRATIONS OF POTASSIUM,THORIUMAND URANIUM IN SOILS FROM THE TERRITORIES OF THE CITIES OF SERBIA

**Ljiljana JANKOVIĆ MANDIĆ, Jelena PETROVIĆ, Mirjana ĆUJIĆ, Snežana DRAGOVIĆ**

*University of Belgrade, Vinča Institute of Nuclear Sciences, Belgrade, Serbia, ljmandic@vin.bg.ac.rs*

***ABSTRACT***

*In this study, the mass concentrations of potassium, thorium and uraniuminsoils collected from the territories of 16 cities of Serbia collected in the period 2003-2015, were calculated based on specific activities of these radionuclides measured by gamma-ray spectrometry. The mean values of elemental mass concentrations in analyzed soil samples were found to be 1.6% for K, 8.7 mg/kg for Th and 2.6 mg/kg for U. The mass concentration of potassium, thorium and uranium in analyzed soils follows normal distribution. The relationshipsbetween pairs of radionuclides were analyzed and obtained Pearson correlation coefficientsof were 0.88 for K/Th, 0.89 for K/U and 0.98 for Th/U.*

# NATURAL AND ARTIFICIAL RADIONUCLIDES IN MOSS SAMPLES FROM THE REGION OF NORTHEN GREECE

**Chrysoula BETSOU[1, 3], Evdoxia TSAKIRI[2], Jan HANSMAN[3], Miodrag KRMAR[3], Alexandra IOANNIDOU[1]**

1) *Physics Department, Nuclear Physics Lab., Aristotle University of Thessaloniki, Thessaloniki, 54124, Greece, chbetsou@physics.auth.gr*
2) *Biology Department, Division of Botany, Aristotle University of Thessaloniki, Thessaloniki, 54124, Greece*
3) *Physics Department, Faculty of Science, University of Novi Sad, Trg Dositeja Obradovica 4, Novi Sad, 21000, Serbia, jan.hansman@df.uns.ac.rs*

***ABSTRACT***

*Terrestrial mosses obtain most of their nutrients directly from precipitation and dry deposition, and they can be used for monitoring of airborne radionuclide depositions. Ninetyfive samples of Hypnum Cupressiforme were collected in Northern Greece during the end of summer 2016. After the preparation, mosses were measured in a low-background HPGe detector with relative efficiency 32%. The activity concentrations of $^{7}$Be ranged from 69 to 1280 Bq kg$^{-1}$, and the concentrations of $^{137}$Cs ranged from 0 to 425 Bq kg$^{-1}$. The concentrations of $^{210}$Pb were between 147 and 1920 Bq kg$^{-1}$ and for $^{40}$K were between 120 and 750 Bq kg$^{-1}$. Differences have been observed in the activity concentrations between the mosses collected from ground surface, rocks, branches and near roots. Finally, no correlation between the concentrations of $^{7}$Be and $^{210}$Pb has been found.*

## 1. INTRODUCTION

Using biological indicators is a quite interesting and reliable method for detecting radioactive contamination of an ecosystem [1]. Mosses have been used as bioindicators of atmospheric deposition of radionuclides and for atmospheric assessments since the late 1960s in Scandinavian countries [2, 3, 4]. Carpet-forming moss species can be used as biomonitors providing a number of advantages. Mosses obtain most of their nutrients directly from precipitation and dry deposition. The absence or strong reduction of the cuticle and thin leaves allows easy uptake from the atmosphere. Lack of an elaborate rooting system also means that uptake from the substrate is normally insignificant. These properties make mosses an ideal sampling medium for metals and airborne radionuclides deposited from the atmosphere, as they are accumulated by the moss, producing concentrations much higher than those in the original wet or dry deposition [5, 6]. Another advantage of moss technique is that the sample collection is so simple, that a high sampling density can be achieved, in contrast to the conventional precipitation analysis and the air sampling. High resolution gamma spectrometry measurements can be carried out with the moss technique, without any chemical treatment of the samples.

Naturally occurring radionuclides $^{7}$Be and $^{210}$Pb together with the artificial $^{137}$Cs are a useful tool in studying the environmental processes. It is expected that the content of radionuclides that are deposited from the atmosphere can vary from place to place, depending on several factors. $^{7}$Be is formed by spallation reaction between cosmic rays and nuclei of oxygen and nitrogen in the stratosphere and upper troposphere [6]. After

production, the $^{7}$Be atoms are attached to aerosol particles and the fate of $^{7}$Be will become the fate of the carrier aerosols. Since aerosol particles contain most of the air pollutants, the transport of the latter can be investigated by tracking the $^{7}$Be pathway. The production rate of cosmogenic isotopes depends on the intensity of the geomagnetic field. The concentrations of $^{7}$Be in surface air are decreasing with the increase of latitude [6].

The radionuclide $^{210}$Pb is widely found in the terrestrial environment and it is present in the atmosphere due to the decay of $^{222}$Rn diffusing from the ground. The presence of $^{210}$Pb in the atmosphere depends on the emanation rate of $^{222}$Rn. The latter depends on different factors such as the geological properties of the ground, the ability of radon to leak from the ground and enters in the atmosphere and the conditions of the ground surface layer (the humidity of the soil, the presence or no of the snow cover, the thickness of the frozen soil crust [7]. Once $^{210}$Pb is formed in the atmosphere, it is attached to aerosol particles and follows their path. So it can be used for tracking the aerosols deposition and their residence time in the atmosphere.

The artificial radionuclide $^{137}$Cs was mostly released in the atmosphere during atmospheric nuclear weapon tests and the Chernobyl nuclear accident. After that, there were no other significant $^{137}$Cs emissions, and the atmospheric $^{137}$Cs was exposed to physical decay as well as wet and dry deposition [6]. In recent years the Fukushima accident contributed to the release of $^{137}$Cs in the atmosphere but with minor influence in regions far from Japan.

The aim of this study is to measure activities of the radionuclides $^{137}$Cs, $^{7}$Be, $^{210}$Pb and $^{40}$K in mosses and investigate their possible variabilities over different places in Northern Greece. The different meteorological conditions, the wind direction and precipitation can influence the deposition of airborne radionuclides, as well as their activities in mosses.

## 2. SAMPLING AND MEASUREMENTS

Ninetyfive (95) samples of *Hypnum Cupressiforme* Hedw. were collected in the region of Northern Greece. The sampling sites were located from 39.97° North to 41.65° North and from 20.97° East to 26.26° East. The samples were collected from different altitudes, from 30 m to 1450 m above the mean sea level. All samples of fresh plant material were collected in a short time interval during the end of summer 2016. During the sampling there was no rain, thus avoiding the exposure to additional precipitation and extra component of airborne radionuclides by rain washing of the atmosphere [6]. The regions from where samples were collected were open regions far from treetops in most of the sampling sites. All the sampling sites were selected avoiding possible contact of mosses with surface water. All the samples were collected according to the instructions of the Protocol of the European Survey ICP Vegetation [8], in which Greece is the first time that is included. After sampling, mosses were dried at 105°C for 2 hours to a constant weight. Soil and all other mechanical impurities were removed manually. After the preparation, each sample of mosses were put in two cylindrical plastic containers, diameter 67 mm and height 31 mm. The minimum mass of dry moss was 8.9 g and the maximum was 58 g.

Low-background extended range HPGe detector equipped with a Be window was used in order to get evidence about $^{210}$Pb. Relative efficiency of detector is 32%. Background count was reduced by passive shield (18 cm of lead, 1 mm of tin and 1.5 mm of copper)

which does not interfere with gamma photons emitted from samples. Gamma spectrum of each sample was collected until statistical uncertainty of the 477.6 keV $^{7}$Be line up to 5% was achieved and statistical uncertainty of 46.5 keV $^{210}$Pb line was up to 5%. The detection efficiency was established using NIST Standard Reference Material 4350B (Columbia River sediment) packed in same geometry. Accuracy of efficiency calibration was tested using IAEA source made from dry grass [6].

## 3. RESULTS AND DISCUSSION

In the gamma spectrum several prominent peaks appeared. After the subtraction of the background and peak analysis, the intensities of $^{7}$Be (477.6 keV), $^{210}$Pb (46.5 keV), $^{40}$K (1460.8 keV) and $^{137}$Cs (661.6 keV) were obtained. The activity concentrations of the radionuclides $^{137}$Cs, $^{7}$Be, $^{210}$Pb and $^{40}$K were calculated and are presented in Table 1. The mean value of each radioisotope is presented in the last column of Table 1. The lowest measured value of $^{7}$Be activity per unit mass of dry plant material is 69 Bq kg$^{-1}$ and the highest one is 1280 Bq kg$^{-1}$. The activity concentrations of $^{137}$Cs range from 0 to 425 Bq kg$^{-1}$. The concentrations of $^{210}$Pb are between 147 and 1920 Bq kg$^{-1}$ and for $^{40}$K range between 120 Bq kg$^{-1}$ to 750 Bq kg$^{-1}$.
In period from 2000-2009 there were several surveys in Serbia, Belarus and Slovakia. For comparison, results from these surveys are in Table 2.

**Table 1. Activity concentrations of the radioisotopes $^{137}$Cs, $^{7}$Be, $^{210}$Pb and $^{40}$K in Bq kg$^{-1}$ in moss samples collected from the region of Northern Greece during the summer of 2016**

| Radionuclide | Min Bq kg$^{-1}$ | Max Bq kg$^{-1}$ | mean value Bq kg$^{-1}$ |
|---|---|---|---|
| $^{7}$Be | 69 ± 14 | 1280 ± 100 | 388 ± 194 |
| $^{137}$Cs | 0 | 425 ± 27 | 35 ± 1 |
| $^{210}$Pb | 147 ± 19 | 1920 ± 100 | 817 ± 344 |
| $^{40}$K | 120 ± 11 | 750 ± 40 | 269 ± 138 |

**Table 2. Activity concentrations in Bq kg$^{-1}$ of the radioisotopes $^{137}$Cs, $^{7}$Be and $^{210}$Pb in moss samples from surveys in Serbia, Belarus and Slovakia**

| | Serbia 2007 [9] | Serbia [5] | Belarus 2000-2009 | Slovakia 2000-2009 [10] | Serbia October 2005 [9] | Serbia summer 2008 [5] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Radionuclide | Mean value Bq kg$^{-1}$ | Mean value Bq kg$^{-1}$ | Range (mean value) Bq kg$^{-1}$ | Range (mean value) Bq kg$^{-1}$ | Range (mean value) Bq kg$^{-1}$ | Range Bq kg$^{-1}$ |
| $^{7}$Be | | | | | 95-360(195) | 201-920 |
| $^{137}$Cs | 34 | 8.9 | 5-4833(34) | 0.7-103 | | |
| $^{210}$Pb | | | 141-575(312) | 330-1521(771) | | 347-885 |
| $^{40}$K | | | | | (281) | |

Differences have been observed in the activity concentrations between mosses collected from different surface types such as ground surface, rocks, branches and roots (Fig.1). $^{7}$Be and $^{210}$Pb activity concentrations are higher in moss samples from the ground surface and rocks than those near roots. $^{137}$Cs concentrations are higher in mosses collected near roots and rocks than those collected on the ground surface. $^{40}$K concentrations are higher in mosses collected from branches and near roots than those collected from rocks. The ratio of the activity concentrations of $^{7}$Be between mosses collected from the surface and those collected near roots is 1.5. This ratio is logical, if someone can expect that the majority of $^{7}$Be should be found in mosses collected in open areas and not under trees.

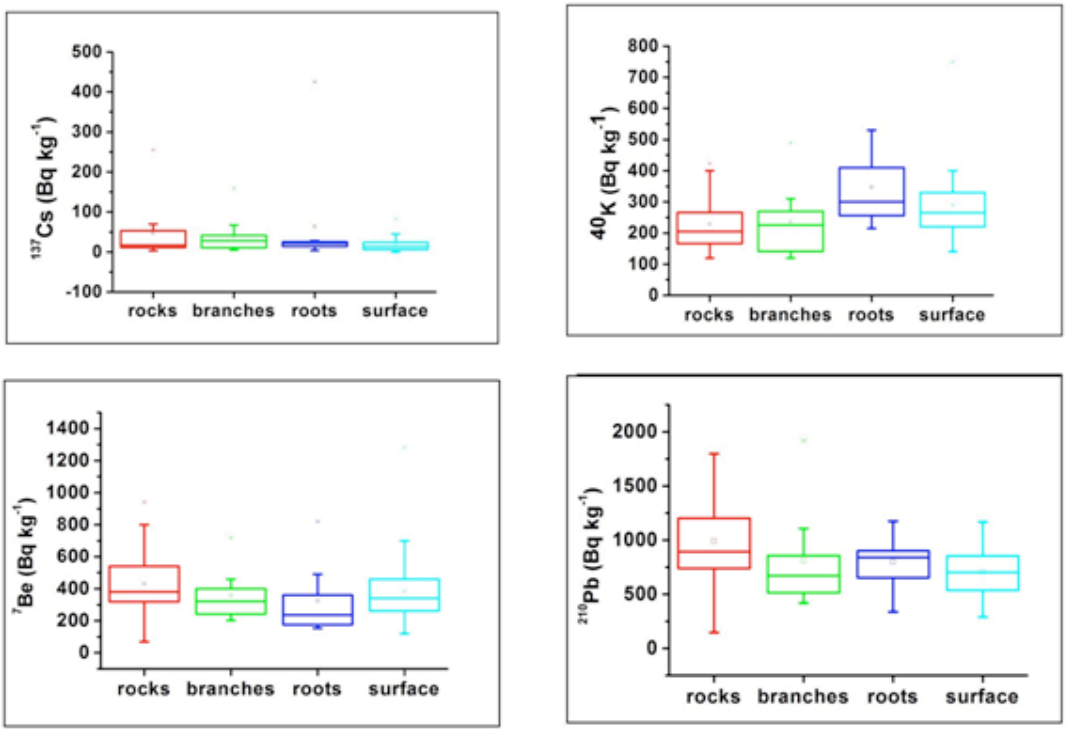



**Figure 1. Differences in the activity concentrations of the radioisotopes $^{137}$Cs, $^{7}$Be, $^{210}$Pb and $^{40}$K in moss samples collected from different surface types**

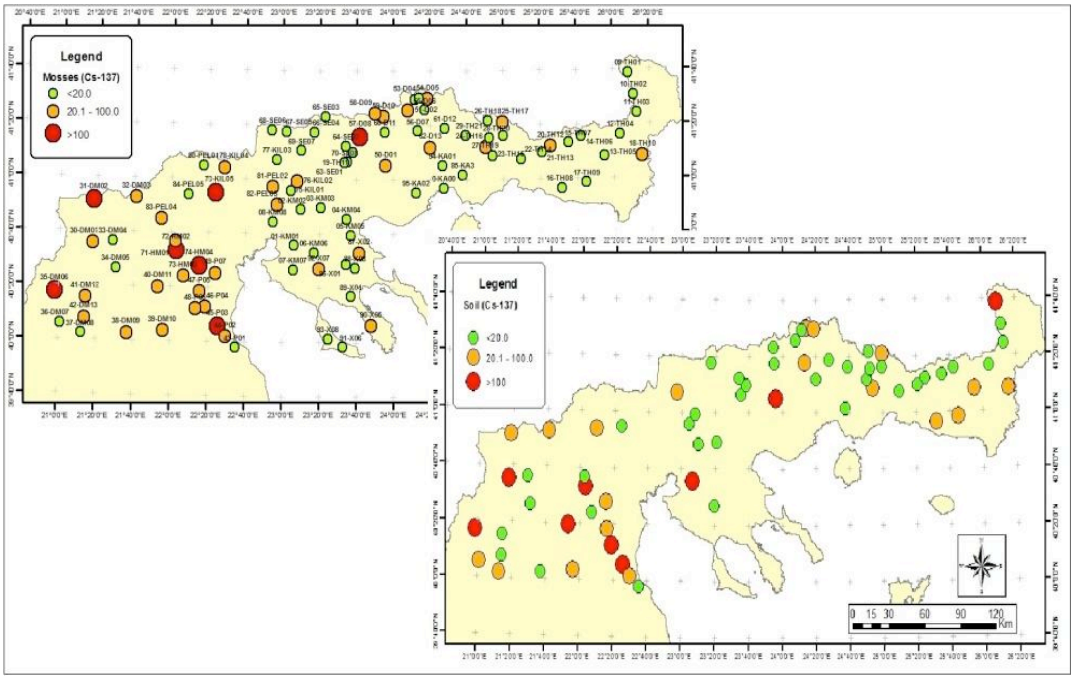



**Figure 2. The activity concentrations of $^{137}$Cs in moss samples and in soil samples collected from the same sites in Northern Greece. There is a good correlation between the concentrations of $^{137}$Cs in soil and in moss samples**

There is no correlation between the cosmogenic radionuclide $^{7}$Be and the natural occurring radionuclide in the Earth's crust $^{40}$K. The long-living radionuclide $^{40}$K was transferred to mosses due to the re-suspension and the decayed plant matter covering mosses [9]. No correlation between the concentrations of $^{7}$Be, $^{210}$Pb and $^{137}$Cs has been found. No special variances in the concentrations of $^{210}$Pb and $^{7}$Be due to different altitudes or meteorological conditions have been observed. The majority of $^{210}$Pb in mosses has arrived through aerosol deposition (e.g. dust that contains $^{238}$U daughters). The activity of $^{210}$Pb in mosses can vary from region to region due to the different soil structure.

The coincidence of heavy rainfall events during May 1986 with the passage of air masses from the Chernobyl area to Northern Greece had as a result high concentrations of $^{137}$Cs at the ground level in Northern Greece. The regions, in which the activity concentrations of $^{137}$Cs in moss samples are high, are in a good correlation with the regions where the activity concentrations of $^{137}$Cs in soil samples are high and were also characterized as highly contaminated right after the Chernobyl accident (Fig. 2). The majority of $^{137}$Cs in mosses has arrived through aerosol deposition (re-suspension).

## 4. CONCLUSIONS

Mosses can be used as a sampling medium for the detection of $^{137}$Cs, $^{7}$Be, $^{210}$Pb and $^{40}$K radionuclides accumulated through some period, covering a high density of sampling points in differently sized areas [9]. A big number of sampling sites (95) was covered and the information obtained using mosses as biomonitors, provide a detailed spatial distribution of the above radionuclides over Northern Greece. Mapping of $^{7}$Be and $^{210}$Pb activity in mosses provide information about aerosols deposition and help tracking their

pathway. The concentrations of $^{7}$Be in mosses in Greece are higher than those in Serbia, due to the different latitude and probably due to the different existing meteorological conditions. The activity concentration of $^{210}$Pb depends on the different soil properties and structure. $^{137}$Cs concentration depends on how the air masses from the Chernobyl accident moved in 1986 and after that which areas were more contaminated. $^{137}$Cs and $^{40}$K arrive at mosses via dust particles from the surrounding soil (re-suspension) as well as the majority of $^{210}$Pb and $^{7}$Be is accumulated in mosses through aerosols deposition.

## 5. REFERENCES


[1] Sawidis, T., Tsikritzis, L., Tsigaridas, C., 2009. Cesium-137 monitoring using mosses from W. Macedonia, N. Greece. *Journal of Environmental Management*, 90, 2620-2627.

[2] Barandovski, L., Cekova, M., Frontasyeva, M. V., Pavlov, S.S., Stafilov, T., Steinnes, E., Urumov, V., 2008. Atmospheric deposition of trace element pollutants in Macedonia studied by the moss biomonitoring technique. *Environmental Monitoring and Assessment*, 138, 107-118.

[3] Rühling, A. and Tyler, G., 1973. Heavy metal deposition in Scandinavia. *Water, Air and Soil Pollution*, 2, 445-455.

[4] Yurukova, L., Tsakiri, E., Çayir, A., 2009. Cross-Border Response of Moss, *Hypnum cupressiforme* Hedw., to Atmospheric Deposition in Southern Bulgaria and Northeastern Greece. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 83, 174-179.

[5] Krmar, M., Radnović, D., Mihailović, D.T., Lalić, B., Slivka, J., Bikit, I., 2009. Temporal variations of $^{7}$Be, $^{210}$Pb and $^{137}$Cs in moss samples over 14 month period. *Applied Radiation and Isotopes,* 67, 1139-1147.

[6] Krmar, M., Wattanavatee, K., Radnović, D., Slivka, J., Bhongsuwan, T., Frontasyeva, M.V., Pavlov, S.S., 2013. Airborne radionuclides in mosses collected at different latitudes. *Journal of Environmental Radioactivity,* 117, 45-48.

[7] Krmar, M., Radnović, D., Hansman, J., 2014. Correlation of unsupported $^{210}$Pb in soil and moss. *Journal of Environmental Radioactivity,* 129, 23-26.

[8] Harmens, H., Norris, D. and all the participants of the moss survey, 2008. Spatial and Temporal Trends in Heavy Metal Accumulation in mosses in Europe (1990-2005). *Programme Organization Centre for the ICP Vegetation*. pages 12-14.

[9] Krmar, M., Radnović, D., Rakic, S., Matavuly, M., 2007. Possible use of terrestrial mosses in detection of atmospheric deposition of $^{7}$Be over large areas. *Journal of Environmental Radioactivity,* 95, 53-61.

[10] Aleksiayenak, Yu. V., Frontasyeva, M. V., Florek, M., Sykora, I., Holy, K., Masarik, J., Brestakova, L., Jeskovsky, M., Steinnes, E., Faanhof, A., Ramatlhape, K. I., 2013. Distributions of 137Cs and 210Pb in moss collected from Belarus and Slovakia. *Journal of Environmental Radioactivity,* 117, 19-24.

# PRIRODNI I PROIZVEDENI RADIONUKLIDI U UZORCIMA MAHOVINA IZ REGIONA SEVERNE GRČKE

**Chrysoula BETSOU[1, 3], Evdoxia TSAKIRI[2], Jan HANSMAN[3], Miodrag KRMAR[3], Alexandra IOANNIDOU[1]**

1) *Physics Department, Nuclear Physics Lab., Aristotle University of Thessaloniki, Thessaloniki, 54124, Greece, chbetsou@physics.auth.gr*
2) *Biology Department, Division of Botany, Aristotle University of Thessaloniki, Thessaloniki, 54124, Greece*
3) *Physics Department, Faculty of Science, University of Novi Sad, Trg Dositeja Obradovica 4, Novi Sad, 21000, Serbia, jan.hansman@df.uns.ac.rs*

***SADRŽAJ***

*Mahovine svoje nutrijente direktno dobijaju iz padavina i suvom depozicijom i mogu se koristiti za monitoring depozicije radionuklida iz vazduha. Devedesetpet uzoraka mahovina (Hypnum Cupressiforme) je sakupljeno u regionu Severne Grčke tokom kraja leta 2016. godine. Posle pripreme, mahovine su merene na niskofonskom HPGe detektoru relativne efikasnosti 32%. Izmerene koncentracije aktivnosti $^{7}$Be su bile od 69 do 1280 Bq kg$^{-1}$, aktivnosti $^{137}$Cs od 0 do 425 Bq kg$^{-1}$, aktivnosti $^{210}$Pb od 147 do 1920 Bq kg$^{-1}$, a $^{40}$K od 120 do 750 Bq kg$^{-1}$. Primećene su razlike u koncentracijama aktivnosti radionuklida u mahovinama koje su sakupljene sa zemlje, kamena, grana stabala i blizu korena stabla. Između $^{7}$Be i $^{210}$Pb nije pronađena nikakva korelacija.*

# RADIOAKTIVNOST U MAHOVINAMA I LIŠAJEVIMA SAKUPLJENIM 2015. GODINE U NP ĐERDAP

**Ana ČUČULOVIĆ[1], Rodoljub ČUČULOVIĆ[2], Saša NESTOROVIĆ[3] i Dragan VESELINOVIĆ[4]**

*1) Univerzitet u Beogradu, INEP, Institut za primenu nuklearne energije,Zemun, Srbija, anas@inep.co.rs*

*2) Visoka poslovna škola strukovnih studija, Leskovac, Srbija*

*3) Nacionalni park Đerdap, Donji Milanovac, Srbija*

*4) Univerzitet u Beogradu, Fakultet za fizičku hemiju, Beograd, P.P.47, Srbija*

***SADRŽAJ***

*U radu su prikazani nivoi aktivnosti prirodnih radionuklida ($^{40}K$, $^{226}Ra$, $^{232}Th$, $^{238}U$) i veštački proizvedenog $^{137}Cs$ u uzorcima mahovina (28) i lišajeva (17) sakupljenim na teritoriji Nacionalnog parka Đerdap u maju 2015. godine. U svim uzorcima mahovina i lišajeva utvrđeno je prisustvo radionuklida. Dobijeni rezultati upućuju na zaključak da su mahovine i lišajevi dobri biomonitori i bioindikatori radiozagađenja životne sredine, kao i da je neophodno pratiti nivoe aktivnosti radionuklida u njima zbog mogućeg radijacionog rizika organizama koji ih koriste za ishranu ili upotrebljavaju za neku drugu svrhu.*

## 1. UVOD

Nacionalni parkovi su izdvojena područja posebnih prirodnih vrednosti, karakteristična za određenu geografsku regiju, područje ili zemlju u celini. Nacionalni park (NP) Đerdap je jedan od najmlađih u Srbiji i obuhvata površinu od 63.680,45 hektara. Nalazi u severoistočnom delu Republike Srbije, na samoj međunarodnoj granici sa Rumunijom. Prostor NP Đerdapa se izdvaja kao jedinstven evropski rezervat tercijarne flore, vegetacije i faune [1].

Mahovine i lišajevi su primitivni organizmi sa posebnom građom (nemaju koren, stablo, list i imaju veliku površinu tela) i specifičnom ekologijom u odnosu na više biljke. Njihova dugovečnost, fiziološka aktivnost u povoljnim uslovima i nezavisno od godišnjeg doba, neodbacivanje starih delova i akumulacija mnogih materija u talusu, široka rasprostranjenost, čini ih dobrim bioindikatorima i biomonitorima zagađujućih supstanci. Mahovine i lišajevi reaguju na promenu hemijskog sastava životne sredine, sadrže informacije o njenom kvalitetu, ukazuju na prisustvo zagađujućih supstanci iz atmosfere i obezbeđuju informacije za kvantitativnu karakterizaciju životne sredine ili promena u njoj. Na koncentraciju zagađujućih supstanci u mahovinama i lišajevima utiču mnogi faktori kao što su: mikroklimatski, nadmorska visina, svetlost, karakteristika podloge, prirodni biogeohemijski ciklični procesi, starost i morfologija biljke, stopa rasta biljke, količina ispuštenih i istaloženih zagađujućih supstanci, fizičkohemijske osobine zagađujućih supstanci, režim i oblik vodosnabdevanja, hemijski sastav, pH substrata na kome rastu. Lišajevi i mahovine su najjeftiniji biomonitori zagađivanja životne sredine [2-8].

U životnoj sredini zastupljena su jonizujuća zračenja različitog porekla i karakteristika koji procesima migracije i nakupljanja dospevaju u zemlju i vodu, a preko njih u namirnice biljnog i životinjskog porekla i doprinose ukupnom ozračivanju ljudi koji žive na određenoj teritoriji [9].

Jonizujuća zračenja prema mestu nastanka mogu biti zemaljskog i kosmičkog porekla. Izvori jonizujućih zračenja prema svojoj genezi i pojavljivanju u životnoj sredini mogu biti:

a) prirodni (praiskonski ili terestrijalni, kosmogeni i kosmičko zračenje);
b) antropogeni (radioaktivne padavine i medicinsko tehnogeni) i
c) radioaktivni otpad.

Praiskonski radionuklidi ($^{235}U$,$^{238}U$, $^{232}Th$, $^{226}Ra$, $^{222}Rn$,$^{40}K$...) su najznačajniji izvori jonizujućeg zračenja u životnoj sredini, imaju dugo fizičko vreme poluraspada ($10^5$-$10^{16}$ godina) i značajno se razlikuju po svojim fizičkim i geohemijskim osobinama. Najznačajniji prirodni radionuklidi koji se nalaze u zemljinoj kori su uran, torijum i potomci njihovog raspadanja.

U prirodi se uran javlja kao smeša tri dugoživeća izotopa 99,28% $^{238}U$ (fizičko vreme poluraspada ($T_{1/2}$) = $4,5x10^9$ god, biološko vreme poluraspada ($T_b$) od 1-500 dana), 0,71% $^{235}U$ ($T_{1/2}$ = $7,1x10^8$ god) i 0,006% $^{234}U$ ($T_{1/2}$ = $2,5x10^5$ god). Njegova koncentracija u zemljištu veoma se razlikuje u pojedinim delovima sveta.

Radioaktivnim raspadom $^{238}U$ nastaje $^{226}Ra$ ($T_{1/2}$ = 1600 godina, $T_b$ = 7-45 godina). Jedan je od toksičnijih radionuklida, jer u organizmu prati kalcijum, ugrađuje se u kosti i deponovan tamo ozračuje koštano tkivo i može da izazove sarkom kostiju. Sa godinama se količina $^{226}Ra$ u organizmu povećava [10]. U različitim količinama $^{226}Ra$ ima u skoro svim vrstama stena i zemljištu koje sadrži prirodni uran.

U biosferije slabo zastupljen $^{232}Th$ ($T_{1/2}$ = $1,6x10^{10}$ god). Minerali toriuma (Th) (torit $ThSiO_4$) i urana (U) (otenit $Ca(UO_2)_2(PO_4)_2x8H_2O$; uranit $UO_2$ i torbernit $Cu(UO_2)_2(PO_4)_2x12H_2O$) pripadaju aktinidnim mineralima koji su prisutni u pergmatitima i granodioritima.

Mahovine i lišajevi uran i torijum iz prašine (zemljišta) dobijaju suvom depozicijom i nivo aktivnosti ova dva radionuklida u mahovinama zavisi od strukture zemljišta.

Kalijum je najrasprostranjeniji element u životnoj sredini i ulazi u sastav svih živih organizama. Kalijum-40 je esencijalni prirodni radionuklid ($T_{1/2}$ = $1,25x10^9$ godina, $T_b$ = 58 dana), u prirodi se nalazi u smeši sa stabilnim izotopima kalijuma $^{39}K$ i $^{41}K$ (0,0117% od ukupnog kalijuma u prirodi). Kalijum-40 je životno važan element i biljke ga usvajaju iz prirode, a ulazi u sastav i čovekovog organizma i nalazi se pod homeostatskom kontrolom [10]. Mahovine i lišajevi kalijum, a samim tim i $^{40}K$, dobijaju iz vazduha, a i iz iz zemljišta, najverovatnije procesom suve depozicije, i ugrađuju ga u svoja tkiva. U zavisnosti od hemijskog sastava zemljišta, njegove strukture, pH i vlažnosti radionuklidi se vezuju u zemljište, a zatim iz zemljišta prelaze u biljke.

Kosmogeni radionuklidi ($^3H$, $^7Be$, $^{10}Be$, $^{14}C$, $^{26}Al$,$^{32}Si$, $^{36}Cl$...) zbog svojih malih koncentracija, relativno kratkih vremena poluraspada i niskih intenziteta zračenja imaju mali značaj u ukupnom ozračivanju stanovništva.

Antropogeni radionuklidi ($^3H$, $^{131}I$, $^{129}I$, $^{137}Cs$, $^{90}Sr$,$^{99}Tc$, $^{239}Pu$...) su pojačani ili stvoreni usled ljudske aktivnosti. Različitog su vremena poluraspada i nastanka. Zagađenje ovim radionuklidima je uglavnom regionalnog karaktera (Kištim-SSSR (29.9.1957), Vinds-kejl – V. Britanija (8.10.1957), Ostrvo Tri Milje –SAD (28.3.1979)), ali može da bude i širih razmera u slučaju snažnih nuklearnih eksplozija (Černobilj) [11,12]. Akcidentom u Černobilju (26.4.1986., Ukrajina) u životnu sredinu je otpuštena velika količina radionuklida od čega $3,7x10^{16}$ Bq $^{137}Cs$. Radiocezijum - 137 može da nastane kao fisioni produkt, da bude proizveden u procesu proizvodnje i testiranja nuklearnog oružja i u nuklearnim reaktorima. Procesi usvajanja cezijuma iz spoljašnje sredine mogu biti:

fizička i hemijska sorpcija i jonska izmena. Soli ovog radionuklida su lako rastvorljive i zbog toga joni $Cs^+$ lako mogu da dospeju u biljke i zemljište. Najčešće do biljaka dospeva suvim (prašina) i vlažnim padavinama (kiša, sneg, rosa, magla i drugi izvori padavina). $^{137}Cs$ je toksičan element, a fizičkohemijske karakteristike su mu takve da se aktivno uključuje u lanac ishrane ljudi i životinja preko biljaka, jer metabolički zamenjuje kalijum [13]. Zagađenje biljaka ovim radionuklidom zavisi od više faktora: fizičko hemijskih osobina zemljišta (kapacitet adsorpcije i sadržaj razmenljivih katjona, mineraloški i mehanički sastav, kiselost zemljišta, sadržaj organskih materija i radionuklida u zemljištu), vazduha i vode; fiziološko morfoloških osobina biljaka; fizičko-hemijskih osobina biljaka; načina uzgajanja biljaka (primena ili ne agrotehničkih mera); mikro klimatskih uslova na ugroženom lokalitetu.

Prva istraživanja akumulacije minerala u talusima lišajeva i mahovina bila su vršena krajem pedesetih godina XX veka. Kasnija istraživanja su zasnovana na određivanju radionuklida u lišajevima i njihovom poređenju sa nivoima aktivnosti u drugom bilju. U Jugoslaviji su se istraživači do akcidenta u Černobilju malo bavili lišajevima i mahovinama kao bioindikatorima radioaktivnog zagađenja životne sredine. Podaci o nivou aktivnosti $^{137}Cs$ u uzorcima lišajeva i mahovina iz sedam lovišta sa teritorije BiH iz 1980. godine govore da su nivoi aktivnosti u lišajevima viši nego u mahovinama datog područja. U lišajevima je srednji nivo aktivnosti $^{137}Cs$ bio 580 Bq/kg, a u mahovina 422 Bq/kg. Nivo aktivnosti $^{137}Cs$ u lišajevima i mahovinama sakupljenim u istim lovištima je praćen i 1985. godine. Srednji nivo aktivnosti $^{137}Cs$ u lišajevima je bio 613 Bq/kg (397 - 696 Bq/kg), a u mahovinama 429 Bq/kg (267 - 508 Bq/kg) [14,15].

Zbog velike upotrebe i primene mahovina i lišajeva, kako u industriji, medicini, farmaciji, tako i za ishranu ljudi i životinja, postoji opasnost od radijacionog opterećenja organizama koji ih upotrebljavaju [16,17].

Monitoring radioaktivnosti je potreban i značajan da bi se ostvarila zaštita životne sredine, kao i radiološka zaštita stanovništva određene oblasti.

## 2. MATERIJAL I METODE

Uzorci mahovina i lišajeva sakupljani su metodom slučajnog uzorka u Nacionalnom Parku Đerdap 2015. godine. Nakon dopremanja uzoraka u laboratoriju, uzorci su očišćeni od vidljivih nečistoća (zemlje, trave, iglica), osušeni, homogenizovani i upakovani u Marinelli posude zapremine 1L, koje su zatim zatopljene parafinom i ostavljene da odstoje najmanje četiri nedelje kako bi se uspostavila radioaktivna ravnoteža između $^{226}Ra$, $^{222}Rn$ i njihovih kratkoživećih potomaka. Masa uzoraka je bila do 120g.

Za određivanje nivoa aktivnosti radionuklida korišćen je poluprovodnički germanijumski detektor visoke čistoće n tipa, proizvođača ORTEC - AMETEK, USA, sa 8192 kanala, rezolucije 1,65 keV i relativne efikasnosti od 34% na 1,33 MeV za $^{60}Co$. Kalibracija efikasnosti i energije detektora izvršena je od strane Departmana za Fiziku, Prirodno-matematičkog fakulteta, Univerziteta u Novom Sadu. Svi uzorci su mereni 60000 s.

Nivo aktivnosti $^{238}U$ je određen na osnovu gama linija: $^{234}Th$ (63 i 93 keV) i $^{234}Pa$ (1001 keV). Nivo aktivnost $^{226}Ra$ je određen na osnovu gama linija: $^{214}Bi$ (609, 1120 i 1764 keV) i $^{214}Pb$ (295 i 352 keV). Nivo aktivnost $^{232}Th$ je određen na osnovu gama linija $^{228}Ac$ (338, 911 i 969 keV). Aktivnost $^{40}K$ određena je na osnovu gama linije na 1460 keV, a $^{137}Cs$ na osnovu gama linije na 661,6 keV.

Obrada spektra je vršena pomoću softverskog paketa Gamma Vision 32 [18]. Relativna merna nesigurnost pripreme uzorka i merenja je do 10%.

## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

U tabelama 1 i 2. prikazani su nivoi aktivnosti $^{137}$Cs, $^{40}$K, $^{226}$Ra, $^{232}$Th i $^{238}$U (Bq/kg) u uzorcima mahovina i lišajeva sakupljenih 2015. godine u NP Đerdap. Iz tabela sledi da su u svim uzorcima mahovina i lišajeva prisutni i veštački ($^{137}$Cs) i prirodni radionuklidi ($^{40}$K, $^{226}$Ra, $^{232}$Th i $^{238}$U).

**Tabela 1. Nivoi aktivnosti $^{137}$Cs, $^{40}$K, $^{226}$Ra, $^{232}$Th i $^{238}$U (Bq/kg) u uzorcima mahovina sakupljenih 2015. godine u NP Đerdap**

| Red. br. uz. | Gazdinska jedinica, odeljenje, (masa uzorka (g)) | $^{137}$Cs | $^{40}$K | $^{226}$Ra | $^{232}$Th | $^{238}$U |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | (Bq/kg) | | | | |
| 1. | Kožica, 26/a, (78,3) | 33,0 | 93,0 | 1,2 | 4,3 | 11,8 |
| 2. | Kožica, 63/a, (79,5) | 17,5 | 113 | 5,0 | 5,2 | 11,2 |
| 3. | Leva reka, 27/a, (71,0) | 67,0 | 118 | 5,9 | 5,4 | 15,5 |
| 4. | L. reka, 29/a, (61,7) | 22,0 | 124 | 15,4 | 4,1 | 15,2 |
| 5. | Čezava, 36/a, (91,1) | 44,0 | 123 | 2,5 | 6,4 | 9,8 |
| 6. | Čezava, 37/d, (75,5) | 9,4 | 89,0 | 12,2 | 2,4 | 11,3 |
| 7. | Čezava, 40/a, (81,0) | 9,2 | 144 | 2,3 | 1,6 | 11,1 |
| 8. | Desna reka, 1/c, (81,6) | 22,0 | 220 | 1,7 | 5,1 | 23,0 |
| 9. | D. reka, 47/a, (63,0) | 38,0 | 153 | 5,2 | 4,4 | 17,2 |
| 10. | D. reka, 56/b, (85,1) | 115 | 127 | 12,2 | 4,8 | 27,0 |
| 11. | Boljetinska reka, 2D, (73,1) | 31,0 | 165 | 5,4 | 3,0 | 11,9 |
| 12. | B. reka, 9/c, (105) | 39,0 | 229 | 12,9 | 9,3 | 13,3 |
| 13. | B. reka, 10/a, (101) | 296 | 278 | 13,1 | 6,2 | 10,7 |
| 14. | Đerdap, 8a, (59,6) | 133 | 152 | 3,6 | 4,9 | 24,0 |
| 15. | Đerdap, 41a, (75,5) | 78,0 | 120 | 6,7 | 4,3 | 22,1 |
| 16. | (71,0) | 243 | 176 | 10,3 | 13,8 | 6,5 |
| 17. | Porečke šume, 44, (95,0) | 51,0 | 163 | 2,3 | 1,7 | 16,3 |
| 18. | P. šume, 60, (89,5) | 50,0 | 153 | 4,3 | 5,2 | 18,6 |
| 19. | Štrbačko korito, 47a, (65,5) | 45,0 | 96,0 | 0,6 | 3,0 | 19,6 |
| 20. | Đerdap, 48b, (88,0) | 127 | 124 | 7,5 | 5,3 | 18,8 |
| 21. | Đerdap, 67i, (74,9) | 151 | 194 | 6,0 | 7,7 | 13,0 |
| 22. | Đerdap, 75b, (107) | 226 | 592 | 37,0 | 5,0 | 51,0 |
| 23. | Đerdap, 78f, (62,0) | 512 | 192 | 16,7 | 19,3 | 4,3 |
| 24. | Tekija, Dafin, (76,0) | 30,0 | 51,0 | 10,6 | 12,3 | 35,6 |
| 25. | Zlatica, 86/a, (74,0) | 120 | 257 | 14,8 | 7,9 | 13,8 |
| 26. | Zlatica, 86/b, (85,0) | 73,0 | 125 | 6,9 | 15,9 | 15,6 |
| 27. | Crni vrh, (87,0) | 230 | 156 | 8,4 | 8,8 | 15,5 |
| 28. | (78,5) | 303 | 210 | 7,6 | 7,8 | 27,0 |

Iz tabela 1, 2 i 3 sledi da su nivoi aktivnosti $^{137}$Cs u uzorcima mahovina od 9,2 (uzorak 7) do 512 Bq/kg (uzorak 23) i u uzorcima lišajeva od 13,5 (uzorak 5) do 287 Bq/kg (uzorak 14). Široki opsezi specifične aktivnosti $^{137}$Cs u mahovinama i lišajevima su

posledica neravnomerne kontaminacije teritorije NP Đerdap černobiljskim padavinama, kao i od resuspenzije zemljišta. Nivoi aktivnosti $^{137}$Cs u mahovinama i lišajima sakupljenim na teritoriji NP Đerdap 2015. godine ukazuju da novih zagađenja ovim radionuklidom na ispitivanoj teritoriji nije bilo [19-22]. Srednji nivo aktivnosti $^{137}$Cs u mahovinama je 111 Bq/kg, a u lišajevima 130 Bq/kg. Srednji nivoi aktivnosti $^{137}$Cs u mahovinama i lišajevima sakupljenih na teritoriji NP Đerdap su približno isti i govore u prilog da su i mahovine i lišajevi dobri bioindikatori zagađenja životne sredine ovim radionuklidom.

Iz tabela 1, 2 i 3 sledi da su nivoi aktivnosti $^{40}$K u uzorcima mahovina od 51,0 (uzorak 24) do 592 Bq/kg (uzorak 22), a u uzorcima lišajeva od 33,0 (uzorak 6) do 109 Bq/kg (uzorak 3). Srednji nivo aktivnosti $^{40}$K u mahovinama je 169 Bq/kg; a u lišajevima 69,5 Bq/kg. Ova istraživanja su u pokazala da je nivo aktivnosti $^{40}$K u mahovinama NP Đerdap u opsegu naših prethodnih merenja, a i merenja drugih istraživača [23-25]. Uzorci mahovina su 2015. godine sakupljeni sa različitih geoloških podloga i tipova zemljišta i verovatno je to doprinelo širokom opsegu $^{40}$K u njima, dok je taj opseg niži u lišajevima koji rastu na drveću. Odnos $^{40}$K i $^{137}$Cs u uzorcima mahovina je od 0,4 do 15,7, a u lišajevima od 0,2 do 5,0.

**Tabela 2. Nivoi aktivnosti $^{137}$Cs, $^{40}$K, $^{226}$Ra, $^{232}$Th i $^{238}$U (Bq/kg) u uzorcima lišajeva sakupljenih 2015. godine u NP Đerdap**

| Red. br. uz. | Gazdinska jedinica, odeljenje, (masa uzorka (g)) | $^{137}$Cs | $^{40}$K | $^{226}$Ra | $^{232}$Th | $^{238}$U |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | (Bq/kg) | | | | |
| 1. | Kožica, 26/a, (85,5) | 96,0 | 97,0 | 1,9 | 1,2 | 11,1 |
| 2. | Kožica, 63/a, (110) | 115 | 74,0 | 1,8 | 2,2 | 9,0 |
| 3. | Leva reka, 27/a, (117,2) | 108 | 109 | 5,1 | 4,5 | 7,8 |
| 4. | L. reka, 29/a, (80,0) | 45,0 | 71,0 | 4,6 | 3,5 | 11,2 |
| 5. | Čezava, 46/b, (92,0) | 13,5 | 68,0 | 2,7 | 1,6 | 9,4 |
| 6. | D. reka, 52/a, (73,6) | 35,0 | 33,0 | 21,0 | 5,7 | 19,0 |
| 7. | Đerdap, 8a, (68,5) | 140 | 77,0 | 5,5 | 2,2 | 19,6 |
| 8. | Đerdap, 25a, (94,0) | 58,0 | 41,0 | 15,4 | 4,3 | 10,4 |
| 9. | Đerdap, 41a, (103) | 182 | 71,0 | 12,4 | 5,7 | 8,1 |
| 10. | (76,7) | 66,0 | 89,0 | 4,7 | 3,3 | 13,7 |
| 11. | Porečke šume, 44, (113) | 66,0 | 55,0 | 0,9 | 2,8 | 7,2 |
| 12. | P. šume, 45, (106) | 97,0 | 62,0 | 2,4 | 0,9 | 6,6 |
| 13. | P. šume, 60, (102) | 91,0 | 54,0 | 4,7 | 3,6 | 7,9 |
| 14. | Đerdap, 48b, (72,0) | 287 | 69,0 | 13,9 | 1,5 | 13,8 |
| 15. | Đerdap, 67i, (79,0) | 229 | 93,0 | 10,5 | 3,1 | 15,8 |
| 16. | Đerdap, 75b, (115) | 267 | 55,0 | 3,7 | 0,6 | 3,0 |
| 17. | Đerdap, 78f, (104) | 277 | 60,0 | 5,4 | 1,9 | 7,2 |

Nivoi aktivnosti $^{226}$Ra u uzorcima mahovina su od 0,6 (uzorak 19) do 37,0 Bq/kg (uzorak 22), a u uzorcima lišajeva od 0,9 (uzorak 11) do 21,0 Bq/kg (uzorak 6). Uzorci mahovina su 2015. godine sakupljeni sa različitih podloga i verovatno je to doprinelo širokom opsegu $^{226}$Ra u njima. Srednji nivo aktivnosti $^{226}$Ra u mahovinama je 8,5 Bq/kg; a u lišajevima 7,3 Bq/kg. Ova istraživanja su u pokazala da je nivo aktivnosti

$^{226}$Ra u mahovinama i lišajevima NP Đerdap u opsegu naših prethodnih merenja, a i merenja drugih istraživača [23-25].
Nivoi aktivnosti $^{232}$Th u uzorcima mahovina su od 1,6 (uzorak 7) do 19,3 Bq/kg (uzorak 23), a u uzorcima lišajeva od 0,6 (uzorak 16) do 5,7 Bq/kg (uzorak 9). Srednji nivo aktivnosti $^{232}$Th u mahovinama i lišajevima je 6,6 Bq/kg i 2,9 Bq/kg. Nivoi aktivnosti $^{232}$Th u ispitivanim uzorcima se slažu sa našim prethodnim merenjima, kao i merenjima drugih istraživača [23-25].
Nivoi aktivnosti $^{238}$U u uzorcima mahovina su od 4,3 (uzorak 23) do 51,0 Bq/kg (uzorak 22), a u uzorcima lišajeva od 3,0 (uzorak 16) do 19,6 Bq/kg (uzorak 7). Uzorci mahovina su 2015. godine sakupljeni sa različitih geoloških podloga i tipova zemljišta, pa je mahovina verovatno pasivnim zahvatom minerala putem prašine usvojila $^{238}$U u širokom opsegu. Srednji nivo aktivnosti $^{238}$U u mahovinama je 17,5 Bq/kg; a u lišajevima 10,6 Bq/kg. Ova istraživanja su u pokazala da je nivo aktivnosti $^{226}$Ra u mahovinama i lišajevima NP Đerdap u opsegu naših prethodnih merenja a i merenja drugih istraživača [23-25].

**Tabela 3. Nivoi aktivnosti $^{137}$Cs, $^{40}$K, $^{226}$Ra, $^{232}$Th i $^{238}$U (Bq/kg), minimalni, maksimalni, srednja vrednost, standardna devijacija i medijana u uzorcima mahovina i lišajeva sakupljenih 2015. godine u NP Đerdap**

| | Min | Max | Sr. vrednost | St. devijacija | Medijana |
|---|---|---|---|---|---|
| **(Bq/kg)** | | | | | |
| **mahovina** | | | | | |
| $^{137}$Cs | 9,2 | 512 | 111 | 135 | 70 |
| $^{40}$K | 51 | 592 | 169 | 122 | 153 |
| $^{226}$Ra | 0,6 | 37,0 | 8,5 | 8,7 | 7,2 |
| $^{232}$Th | 1,6 | 19,3 | 6,6 | 4,7 | 5,2 |
| $^{238}$U | 4,3 | 51,0 | 17,5 | 11,1 | 15,5 |
| **lišaj** | | | | | |
| $^{137}$Cs | 13,5 | 287 | 130 | 92,8 | 97 |
| $^{40}$K | 33,0 | 109 | 69,5 | 22,0 | 69 |
| $^{226}$Ra | 0,9 | 21,0 | 7,3 | 6,3 | 5,1 |
| $^{232}$Th | 0,6 | 5,7 | 2,9 | 1,7 | 2,8 |
| $^{238}$U | 3,0 | 19,6 | 10,7 | 4,9 | 9,4 |

**Tabela 4. Pirsonovi korelacioni koeficijenti za radionuklide u mahovinama/lišajevima sakupljenenim 2015. god na teritoriji NP Đerdap**

| | $^{137}$Cs | $^{40}$K | $^{226}$Ra | $^{232}$Th | $^{238}$U |
|---|---|---|---|---|---|
| $^{137}$Cs | 1 | | | | |
| $^{40}$K | 0,413/0,115 | 1 | | | |
| $^{226}$Ra | 0,446/0,105 | 0,757/-0,406 | 1 | | |
| $^{232}$Th | 0,601/-0,334 | 0,029/-0,132 | 0,252/0,617 | 1 | |
| $^{238}$U | -0,028/-0,147 | 0,486/0,075 | 0,476/0,520 | -0,157/0,293 | 1 |

Pirsonovi korelacioni koeficijenti (tabela 4) za $^{40}$K-$^{226}$Ra, $^{137}$Cs-$^{232}$Th, $^{40}$K-$^{238}$U, $^{226}$Ra-$^{238}$U u mahovinama iznose 0,757; 0,601; 0,486; 0,476, redom, i ukazuju na slabe i srednje jake međuzavisnosti među posmatranim radionuklidima.

Pirsonovi korelacioni koeficijenti (tabela 4) za $^{226}$Ra-$^{232}$Th, $^{226}$Ra-$^{238}$U, $^{40}$K-$^{226}$Ra, u lišajevima iznose 0,617; 0,520; 0,406 redom u ukazuju na slabe i srednje jake međuzavisnosti među posmatranim radionuklidima.
Kod lišajeva se zapaža neznatna ili relativno slaba korelacija između $^{137}$Cs i prirodnih radionuklida.

## 4. ZAKLJUČAK

Analiziranjem dobijenih rezultata zaključuje se da su u svim uzorcima mahovina i lišajeva sakupljenih 2015. godine u NP Đerdap prisutni veštački radionuklid $^{137}$Cs, kao i prirodni radionuklidi ($^{40}$K, $^{226}$Ra, $^{232}$Th i $^{238}$U).
Nivoi aktivnosti $^{137}$Cs su u uzorcima mahovina od 9,2 do 512 Bq/kg i u uzorcima lišajeva od 13,5 do 287 Bq/kg. Prisustvo $^{137}$Cs u ispitivanim uzorcima potiče od neravnomerne depozicije černobiljskih padavina i resuspenzije zemljišta.
Nivoi aktivnosti u uzorcima mahovina su: $^{40}$K od 51,0 do 592 Bq/kg, $^{226}$Ra od 0,6 do 37,0 Bq/kg, $^{232}$Th od 1,6 do 19,3 Bq/kg i $^{238}$U od 4,3 do 51,0 Bq/kg.
Nivoi aktivnosti u uzorcima lišajeva su: $^{40}$K od 33,0 do 109 Bq/kg, $^{226}$Ra od 0,9 do 21,0 Bq/kg, $^{232}$Th od 0,6 do 5,7 Bq/kg i $^{238}$U od 3,0 do 19,6 Bq/kg.
Kod lišajeva se zapaža neznatna ili relativno slaba korelacija između $^{137}$Cs i prirodnih radionuklida.
Neophodno je stalno praćenje nivoa aktivnosti radionuklida u bioindikatorima (mahovinama i lišajevima) da bi se na osnovu podataka moglo proceniti stanje životne sredine.

## 5. ZAHVALNICA

Ovaj rad finansiralo je Ministarstvo prosvete, nauke i tehnološkog razvoja Republike Srbije (Projekat broj: III 43009).

## 6. LITERATURA

[1] Grupa autora. NP Đerdap: Pamtivek prirode i čoveka. 1996. Ecolibri. Beograd.
[2] D.H.S. Richardson. The Biology of Mosses. 1981. Blackwell Scientific Publications. Oxford.
[3] E.J. Sloof. Environmental lichenology: Biomonitoring Trace-Element air Pollution. *Doctoral thesis*. 1993. Technical Universty. Delft. The Netherlands.
[4] V. Ahmadjian. The lichen symbiosis. 1993. New York: John Wiley & Sons, Inc.
[5] B. Wolterbeek. Biomonitoring of trace element air pollution: principles, possibilities and perspectives. *Environ. Pollut.* 120, 2002, 11–21.
[6] A. Čučulović, D. Popović, R. Čučulović, J. Ajtić. Natural radionuclides and $^{137}$Cs in moss and lichen in Eastern Serbia. *Nucl. Technol. Radiat. Protect.* Belgrade. 27(1), 2012, 44-51.
[7] S. Topcuoglu, A.M. Van Dawen, N. Gungor. The natural depuration rate of $^{137}$Cs radionuclides in a lichen and moss species. *J. Environ. Radioact.* 29(2), 1995, 157-162.
[8] G. Jia, D. Desideri, F. Guerra, M.A. Meli, C. Testa. Concentration and vertical distribution of plutonium and americium in Italian mosses and lichens. *J. Radioanal. Nucl. Chem*. 253(3), 1997, 395-406.

[9] M. Jovanović. Jonizujuća zračenja i životna sredina. 1983. Vojnoizdavački zavod. Beograd.
[10] I. Gržetić, R.J. Jelenković. Prirodni radioaktivni elementi, geološko poreklo i oblici pojavljivanja i migracije, monografija: Jonizujuća zračenja iz prirode, Jugoslovensko društvo za zaštitu od zračenja, 1995. Institut za nuklearne nauke Vinča. Jugoslovensko društvo za zaštitu od zračenja, Beograd, 1995, 3-39.
[11] N. Xavkes, G. Lean, D. Leigh, R. McKie, P. Pringle, A. Wilson. Najgora nesreća na svijetu, Černobil: kraj nuklearnog sna. 1987. Globus. Zagreb.
[12] A. Aakrog. The radiolocical impact of Chernobyl debris compared with from nuclear weapons fallout. *J. Environ. Radioact*. 6, 1988, 151-162.
[13] B.G. Bennett. Exposures from worldwide releases of radionuclides, Environmental Impact of Radioactive Releases. IAEA. Proceedings of a symposium. 3-12. Vienna. 1995.
[14] R. Kljajić. Prilog istraživanju bioindikatora radioaktivne kontaminacije fisionim produktima (Cs-137 i Sr-90). *Magistarski rad*. 1981. Veterinarski fakultet. Univerzitet u Sarajevu. Sarajevo.
[15] L. Saračević, R. Kljajić, A. Mihajl, Z. Milošević. Komparativni prikaz nivoa radioaktivnosti lišaja i mahovine u lovištima BiH prije i poslije havarije u Černobilju. *XV Jugoslovenski simpozijum za zaštitu od zračenja*. Priština. 1989. Institut za nuklearne nauke Vinča. Jugoslovensko društvo za zaštitu od zračenja, 1989, 3-6.
[16] S. Hunec. I. Yoshimura. Identification of lichen substances. 1996. Springer. Berlin Heidelberg.
[17] P.A. Thomas, T.E. Gates. Radionuclides in the lichen-caribou-human food chain near uranium operations in northern Saskatchewan, Canada. *Environ. Health Perspec.* 107, 1999, 527-537.
[18] Gamma Vision-32: Gamma-Ray Spectrum Analysis and MCA Emulator, Software User´s Manuel, ORTEC.
[19] A. Čučulović, D. Veselinović, Š. Miljanić. Akumulacija radionuklida u bioindikatorima NP Đerdap, Ekološka istina. Zbornik radova Eko Ist 05. Borsko jezero. 2005. Tehnički fakultet u Boru. Univerzitet u Beogradu. 2005, 105-108.
[20] A. Čučulović, R.Čučulović, S. Nestorović, D. Veselinović. Levels of activity of $^{40}$K and $^{137}$Cs in samples bioindicators from the national park Djerdap. Ecological truth. Proceedings Eko Ist 11. Bor. 2011. Technical faculty Bor. University of Belgrade. Serbia. 2011. 18-23.
[21] A. Čučulović, D. Popović, R. Čučulović, J. Ajtić. Natural radionuclides and $^{137}$Cs in moss and lichen in Eastern Serbia. *Nucl. Technol. Radiat. Protect.* Belgrade. 27(1), 2012, 44-51.
[22] A. Čučulović, R. Čučulović, T. Cvetić Antić, D. Veselinović. Mosses as biomonitors for radioactivity following the Chernobyl accident. *Arch. Biol. Sci*., Belgrade, 63(4), 2011, 1117-1125.
[23] A. Čučulović, M. Sabovljević, D. Veselinović. $^{40}$K, $^{226}$Ra, $^{232}$Th, $^{238}$U and $^{7}$Be activity concentrations in mosses from spas in Eastern Serbia in the period 2000-2012. *Arch. Biol. Sci.*, Belgrade, 64(3), 2014, 917-925.
[24] S. Grdović, G. Vitorović, B. Mitrović, V. Andrić, B. Petrujkić, M. Obradović. Natural and anthropogenic radioactivity of feedstuffs, mosses and soil in the Belgrade environment, Serbia. *Arch. Biol. Sci*. 62, 2010, 301-307.

[25] S. Dragović, N. Mihailović, B. Gajić. Quantification of transfer of $^{238}$U, $^{226}$Ra, $^{232}$Th, $^{40}$K and $^{137}$Cs in mosses of a semi-natural ecosystem. *J. Environ. Radioact*. 101, 2010, 159-164.

# RADIOACTIVITY IN MOSS AND LICHEN COLLECED IN 2015 FROM NP DJERDAP

**Ana ČUČULOVIĆ[1], Rodoljub ČUČULOVIĆ[2], Saša NESTOROVIĆ[3] and Dragan VESELINOVIĆ[4]**

1) *University of Belgrade, Institute for the Application of Nuclear Energy – INEP, Zemun, Serbia, e-mail: anas@inep.co.rs*
2) *Higher Bussines school in Leskovac, Leskovac, Serbia*
3) *National Park Djerdap, Donji Milanovac, Serbia*
4) *University of Belgrade, Faculty of Physical Chemistry, Belgrade, Serbia*

***ABSTRACT***

*Activity levels of natural ($^{40}$K, $^{226}$Ra, $^{232}$Th, $^{238}$U) and artificially produced $^{137}$Cs radionuclides in moss (28) and lichen (17) samples collected on the territory of the Djerdap national park in May 2015 are presented in this work. Radionuclide presence was established in all moss and lichen samples. The obtained results indicate that moss and lichen are good bioindicators of radio-pollution of the environment. It is necessary to monitor activity levels of radionuclides in moss and lichen due to possible radiation risks of organisms consuming them as food or using them for other purposes.*

# ПРОСТОРНА ДИСТРИБУЦИЈА ПРИРОДНИХ РАДИОНУКЛИДА МЕРЕНА У СРБИЈИ УПОТРЕБОМ БИОМОНИТОРА

**Миодраг КРМАР[1], Драган РАДНОВИЋ[2], Јан ХАНСМАН[1], Минучер МЕСАРОШ[3], Chrisoula BETSOU[4], Татјана ЈАКШИЋ[5] и Предраг ВАСИЋ[5]**

*1) Универзитет у Новом Саду, Департман за физику, Нови Сад, Србија, krmar@df.uns.ac.rs*

*2) Универзитет у Новом Саду, Департман за биологију и екологију, Нови Сад, Србија, dragan.radnovic@dbe.uns.ac.rs*

*3) Универзитет у Новом Саду, Департман за географију, туризам и хотелијерство, Нови Сад, Србија, minucer.mesaros@dgt.uns.ac.rs*

*4) Aristotle University of Thessaloniki, Physics Department, Thessaloniki, Greece, chbetsou@physics.auth.gr*

*5) Универзитет у Приштини, Природно-математички факултет, Приштина, Србија, tatjana.jaksic@pr.ac.rs, predrag.vasic@pr.ac.rs*

***САДРЖАЈ***

*Активност природних радионуклида је мерена у 217 узорака маховина Нурпит cupressiforme које су сакупљене крајем лета 2015. године на комплетној територији Републике Србије са циљем да се установи просторна дистрибуција радионуклида. Мерења су вршена NaI детектором облика јаме. Посебна пажња је посвећена $^{7}$Be који се већ деценијама користи као природни обележивач у изучавању транспортних процеса у атмосфери. Добијено је да је дистрибуција атмосферске депозиције $^{7}$Be неуниформна и да се најмања и највећа измерена вредност разликују девет пута. Просторна дистрибуција $^{7}$Be не показује корелацију са рељефом терена за разлику од $^{137}$Cs кога има више у планинским и шумовитим пределима. Присутност радионуклида из уранового и торијумовог низа у доброј мери зависи од структуре и састава тла на локацијама са којих су узимани узорци.*

## 1. УВОД

Космогени радионуклид $^{7}$Be се већ деценијама употребљава као природни обележивач у изучавању транспортних процеса у атмосфери [1,2]. До стварања овог радионуклида долази у интеракцијама космичког зрачења са језгрима кисеоника и азота у доњим слојевима стратосфере и вишој тропосфери. Непосредно након настанка $^{7}$Be се везује за честице аеросола и на тај начин учествује у атмосферским транспортним процесима. Маховине се као биомонитори преко педесет година користе за мапирање просторне депозиције тешких метала [3] али је до сада учињено само неколико пионирских покушаја [4] да се овом техником проучи просторна дистрибуција радионуклида који се депонују из атмосфере на тло. Осим $^{7}$Be у маховинама се може наћи и $^{137}$Cs, $^{40}$K, као и чланови низова $^{232}$Th и $^{238}$U [5]. За разлику од $^{7}$Be који до маховина може стићи искључиво преко аеросола сувом и влажном депозицијом, остали радионуклиди у ткивима маховина бивају унесени растварањем прашине. То се у великој мери односи и на $^{137}$Cs коме је ресуспензија из тла доминантан механизам транспорта [6]. С обзиром на то да до сада није мерена просторна дистрибуција концентрације активности $^{7}$Be

у биоиндикаторима на великој области, ово је први покушај да се установи до које је мере она изотропна. Будући да остали поменути радионуклиди до маховина доспевају путем суве депозиције прашине, занимљиво је погледати на који начин њихове концентрације у маховинама осликавају састав и структуру тла.

## 2. УЗОРКОВАЊЕ, МЕРЕЊЕ И ОБРАДА ПОДАТАКА

Крајем лета 2015. године, 217 узорака маховина је сакупљено на територији Републике Србије са циљем да се установи просторна дистрибуција свих мерљивих радионуклида. Узорковање је вршено на отвореним површинама довољно удаљеним од дрвећа и осталих препрека које би могле утицати на вертикални транспорт аеросола. Узимано је до десетак мањих количина маховина *Hypnum Cupressiforme* на једној локацији величине 50 x 50 $m^2$ да би се од њих формирао коначан узорак. Водило се рачуна да тачке узорковања буду равномерно распоређене на целој теритотији Републике Србије, што се може видети на сликама 4 и 5.

Из узорака су одстрањене механичке нечистоће да би након тога били сушени до константне масе на 104 °C. Суви узорци су паковани у пластичне цилиндре (пречник 69 mm, висина 62 mm). Маса ових сувих узорка маховина је била до 60 грама. Непосредно након паковања, узорци су мерени у NaI детектору облика јаме. Најкраћи период од момента узорковања до мерења био је мањи од две недеље. Дужина мерења је била 5000 s за све узорке. У истој дужини трајања је мерен и фон, да би тај спектар био одузиман од спектра добијеног мерењем неколико узорака.

Калибрација NaI детектора је извршена на тај начин што је одабрано 20 узорака из другог сета намењеног сличној анализи па су им гама спектри снимљени на High Purity германијумском (HPGe) детектору релативне ефикасности 32%, као и NaI детектору облика јаме. Ефикасност HPGe детектора је установљена уз помоћ референтних материјала IAEA-327, IAEA-330 и IAEA-447 сличног састава, што је омогућило да се добију апсолутне вредности активности посматраних радионуклида у одабраним узорцима. Ови су узорци послужили као интерни стандарди да се калибрише NaI детектор. Посебна је пажња посвећена избору узорака који су мерени на оба детектора. Наиме, неопходно је било да се избором покрије што је могуће већи опсег величина мерених концентрација активности. У свим од 217 спектара је била видљива гама линија $^{7}$Be од 477 keV, као и гама линија $^{40}$K од 1460 keV. Присуство $^{137}$Cs није детектовано у свим узорцима. У анализи су употребљене и следеће гама линије видљиве у готово свим спектрима: 239 keV ($^{212}$Pb), 295 keV и 352 keV ($^{214}$Pb), 609 keV, 1120 keV, 1764 keV и 2204 keV ($^{214}$Bi). Интензитети одабраних гама линија у спектрима (од којих је одузет фонски спектар) су одређени ручно уз помоћ софтвера GENIE-2000. С обзиром на то да је императив био да се измери присуство $^{7}$Be (период полураспада 53 дана) у сакупљеним узорцима, није било времена да се чека радиоактивна равнотежа пост-радонских чланова уранового низа, тако да се добијени резултати концентрација активности односе на $^{214}$Pb и $^{214}$Bi. Уз претпоставку да је у низу $^{232}$Th радиоативна равнотежа у доброј мери очувана, активности добијене мерењем гама линије $^{212}$Pb се могу генералисати на читав низ. Период времена између узорковања и мерења је био довољно дуг да се сав гасовити $^{222}$Rn који би се налазио у узорку у потпуности распадне. Добијене вредности концентрација активности су анализиране помоћу програмског пакета ArcGIS 10. За процену просторне дистрибуције коришћена је метода интерпола-

ције инверзног растојања (IDW – Inverse Distance Weight). За интерполацију су коришћени следећи параметри који су дали резултате са најмањим вредностима средње квадратне грешке: пречник области узорковања – 1 степен, максимални број суседних вредности – 15, минималан број суседних вредности – 10, експонент удаљености – 2. Интерполирана површ је приказана на тематским картама методом боја унутар изо-линија које су сврстане у неколико категорија. Интервали категорија су одређени према учесталости појаве вредности, да би локалне варијације мањег интензитета биле што уочљивије. Захваљујући равномерном просторном распореду тачака узорковања и коришћењу већег броја блиских тачака које су узете у обзир приликом интерполације, може се сматрати да је добијен задовољавајући интерполирани модел.

## 3. РЕЗУЛТАТИ И ДИСКУСИЈА

Опсези детектованих вредности концентрација активности посматраних радионуклида, њихове средње вредности као и медијане су дати у табели 1. Сличне вредности су добијене и од стране других аутора [5-7]. Из табеле се може видети да се најмања и највећа вредност концентрације активности $^{7}$Be међусобно разликују за фактор девет. С обзиром на то да се $^{7}$Be ствара у вишим слојевима атмосфере готово униформно у области величине Србије, ваздушна струјања као и поједини локални фактори имају знатан утицај на депозицију овог радионуклида [8]. Мала разлика између средње вредности и медијане указују да је дистрибуција $^{7}$Be највероватније нормална. У 83 узорка (38%) није примећен садржај $^{137}$Cs који превазилази праг детекције. Но у појединим узорцима детектована је прилично висока концентрација овог радионуклида.

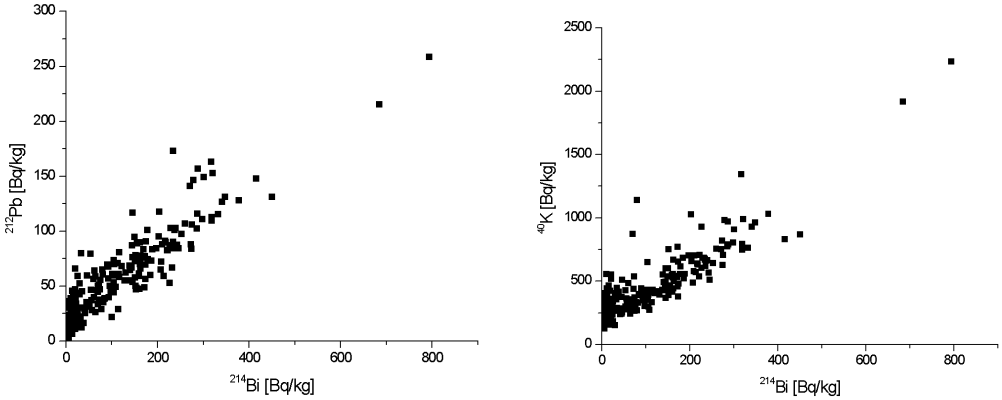
Из табеле 1 се може видети да међусобни однос медијана $^{40}$K, $^{212}$Pb и $^{214}$Bi одражава вредности концентрација активности $^{40}$K, $^{232}$Th и $^{238}$U у земљишту мереном на неким деловима територије Републике Србије [9]. Ова чињеница указује на пасивни захват ових радионуклида путем суве депозиције. На слици 1 се може видети да концентрације активности три радионуклида, који су карактеристични за земљиште, показују добре корелације. Линеарни фит за $^{214}$Bi и $^{40}$K је дао вредност r = 0,88, док је за $^{214}$Bi и $^{212}$Pb та вредност r = 0,91. Између $^{7}$Be и радионуклида карактеристичних за земљиште није уочена корелација.

**Табела 1. Опсег измерених концентрација активности, средње вредности и медијане (у загради иза средње вредности су дате стандардне девијације)**

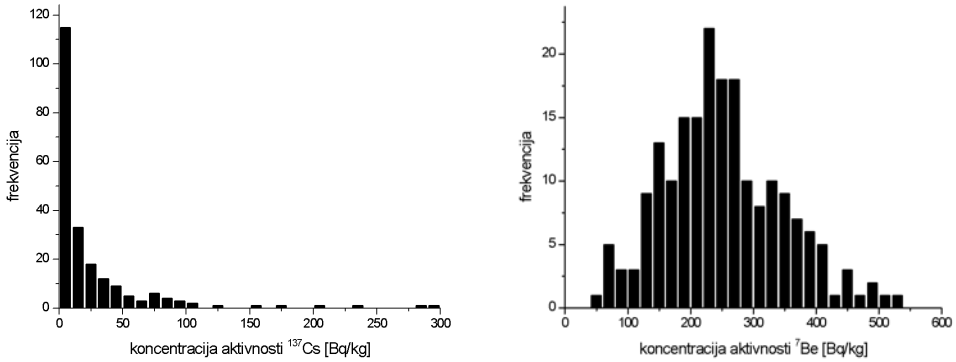
| радионуклид | опсег [Bq/kg] | средња вредност [Bq/kg] | медијана [Bq/kg] |
|---|---|---|---|
| $^{7}$Be | 60 - 538 | 251(94) | 244 |
| $^{40}$K | 128 - 2235 | 465(268) | 400 |
| $^{137}$Cs | 0 - 296 | 23(43) | 8 |
| $^{212}$Pb | 3 - 259 | 58(40) | 50 |
| $^{214}$Bi | 0 - 793 | 114(116) | 79 |

Веома је занимљиво погледати и како изгледају дистрибуције измерених концентрација активности посматраних радионуклида. Дистрибуција свих радионуклида осим $^{7}$Be изразито лог-нормална. Очигледан пример лог-нормалне

дистрибуције се уочава код $^{137}$Cs. На слици 2 је приказана дистрибуција концентрације активности $^{137}$Cs, као и релативно широка, али ипак нормална дистрибуција мерених вредности концентрације активности $^{7}$Be. Суштинска разлика између ове две дистрибуције се огледа у томе да се по нормалној дистрибуцији распоређују мерене вредности које су резултат збира дејстава фактора који утичу на статистички растур вредности, док се лог-нормална дистрибуција добија у случајевима када је вредност неке величине зависна од производа дејстава. У конкретном случају се то може објаснити чињеницом да на вредности концентрација краткоживећег $^{7}$Be делује истовремено неколико фактора, док на пример на радионуклиде карактеристичне за земљиште пресудан утицај има геолошка дистрибуција, па затим низ фактора типа ерозије, растварања, транспорта, итд.



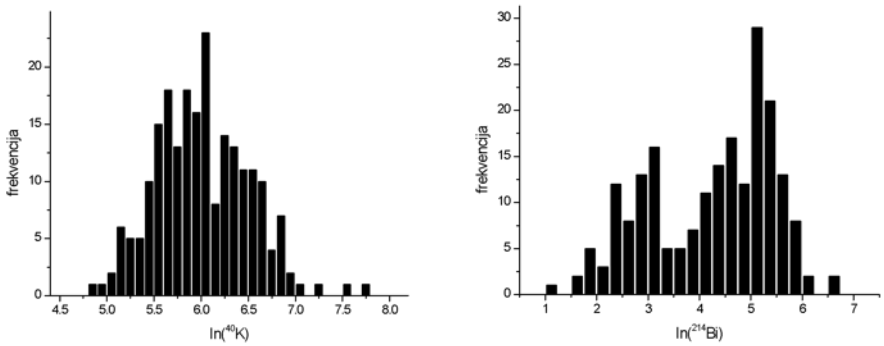

**Слика 1. Корелације мерених вредности концентрација активности одабраних радионуклида**




**Слика 2. Фреквенције појављивања мерених вредности концентрација активности $^{137}$Cs и $^{7}$Be**

Слика 3 показује дистрибуције логаритма измерених концентрације активности $^{40}$K и $^{214}$Bi. Може се видети да је логаритам концентрација активности $^{40}$K распоређен по готово правилној нормалној дистрибуцији. Вредности логаритма мерених концентрација активности $^{214}$Bi се групишу у две нормалне дистрибуције које се делимично преклапају. У мањој дистрибуцији се налазе сви они узорци којима је вредност концентрације активности $^{214}$Bi мања од 33 Bq/kg, док су све

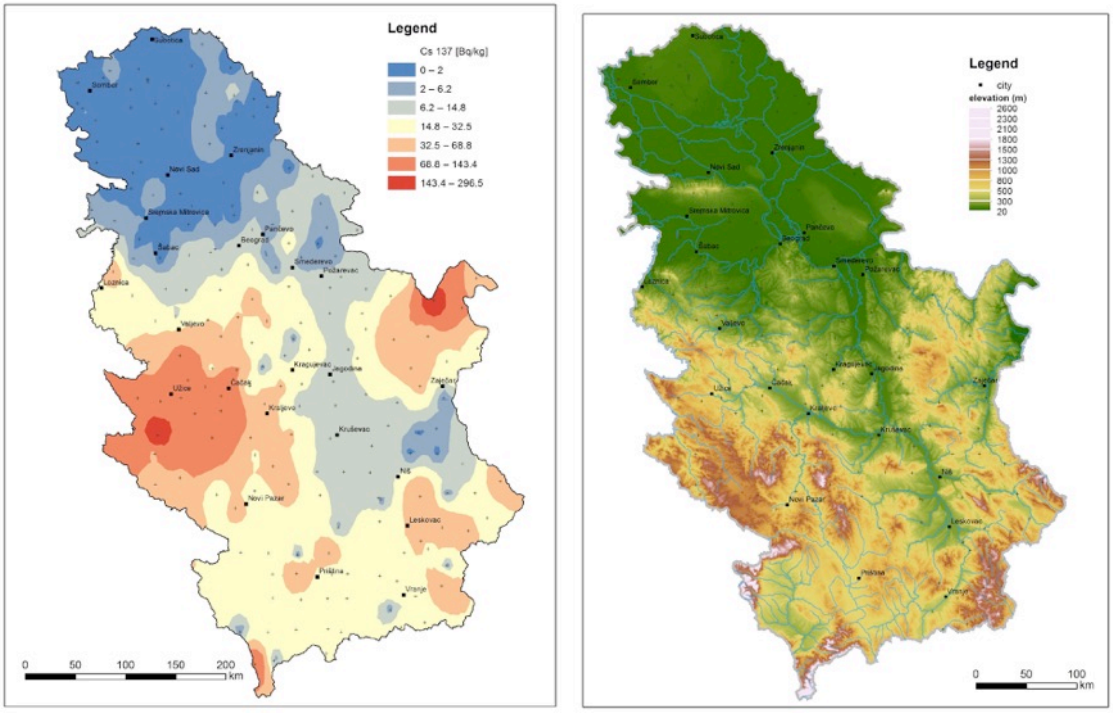
више вредности груписане у другу дистрибуцију нормалног облика. Из претходно реченог следи да се на територији са које су узорци узимани налазе две одељене групе узорака, са нижом и вишом концентрацијом $^{214}$Bi и да је лог-нормална дистрибуција карактеристична за обе групе узорака.



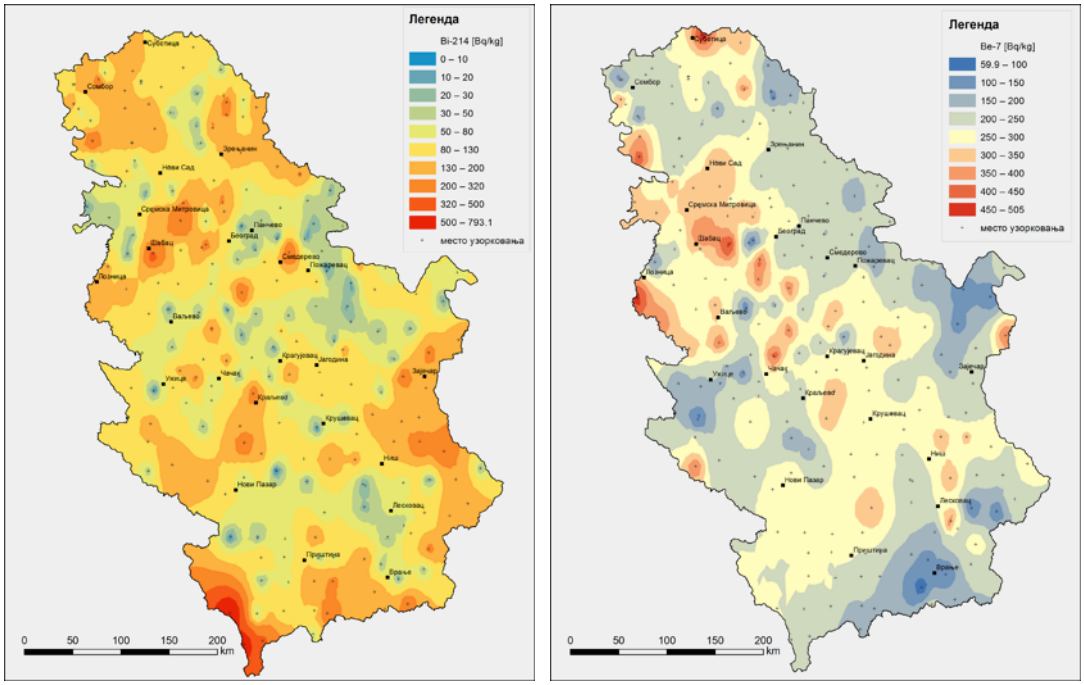

**Слика 3. Фреквенције појављивања мерених вредности логаритама концентрација активности $^{40}$K и $^{214}$Bi**

На слици 4 приказана је просторна дистрибуција мерених вредности концентрација активности $^{137}$Cs, паралелно са мапом рељефа Републике Србије одакле се види да су најниже концентрације $^{137}$Cs измерене на северу, у равничарским пределима, где је земљиште у потпуности култивисано. Тај се тренд уочава и у нижим и обрађиваним пределима у долини реке Мораве и Тимока. Највише вредности концентрација активности $^{137}$Cs су измерене у узорцима који су покупљени у планинским крајевима јужно од Ужица као и у планинама у околини Ђердапа. Једно од могућих објашњења би могло бити и то да је обрађивана земља у већој мери била изложена утицају падавина, које су могле добрим делом и да исперу адсорбовани цезијум. Такође се орањем преврће земљиште што доводи до мешања и смањења концентрације $^{137}$Cs у површинском слоју са кога прашина доспева до маховина. Постоји могућност да се у планинским пределима где се земљиште не меша орањем, нити се уклања биљни материјал, $^{137}$Cs остаје на површини што даје већу могућност да се ресуспензијом транспортује до маховина.

На слици 5 приказана је просторна дистрибуција измерених концентрација активности $^{214}$Bi и $^{7}$Be. Највише концентрације активности $^{214}$Bi детектоване су у маховинама узоркованим непосредно уз границу са Албанијом. На територији Војводине где је све земљиште култивисано без сталног травнатог покривача па је самим тим и миграција прашине знатно вероватнија него у другим деловима Србије су детектоване више вредности концентрација активности $^{214}$Bi. У обе ове области су детектоване и повишене вредности $^{40}$K, тако да се може сматрати да су ту маховине биле изложене прашини у већој мери него на другим локацијама. Трећа област са повишеним концентрацијама $^{214}$Bi у маховинама се уочава на истоку земље, непосрдно уз границу са Бугарском, у регији где тло поседује повишену концентрацију уранијума. Једини рудник уранијума у Србији је био у тој области, а познато је да се у водама из околине Ниша налазе повишене концентрације радона [10].




**Слика 4. Просторна дистрибуција мерених концентрација активности $^{137}$Cs и рељефна мапа Србије**




**Слика 5. Просторна дистрибуција мерених вредности концентрација активности $^{214}$Bi и $^{7}$Be**

Просторна дистрибуција $^{7}$Be такође показује неуниформност. Може се видети да се локације на којима су узорковане маховине са највишим и најнижим вредностима налазе на малом међусобном растојању, као на пример на линији између Шапца и Београда. Дистрибуција $^{7}$Be се не може довести у везу са рељефом или расподелом обрадивог земљишта или вегетације. Највероватније велики број локалних фактора утиче на ову дистрибуцију. Повишена концентрација мерених активности $^{7}$Be по дијагоналном правцу од југоистока ка северозападу може да буде и последица атмосферских кретања или можда продора ваздушних маса из виших слојева атмофере (стратосферске интрузије), што су фактори за које је показано да имају утицај на концентрацију радионуклида у ваздуху [11].

## 4. ЗАКЉУЧАК

У гама спектрима узорака маховима мереним NaI детектором облика јаме се уочава гама линија $^{7}$Be и $^{40}$K, као и гама линије радионуклида чланова низа $^{232}$Th и $^{238}$U. Гама линија $^{137}$Cs је примећена код нешто мало више од пола узорака. Међусобни односи концентрација активности $^{40}$K, $^{212}$Pb и $^{214}$Bi су слични као и одговарајући односи у земљишту, што је и разумљиво пошто ови радионуклиди доспевају до маховина у облику прашине. Из тог разлога дистрибуција ових радионуклида у маховинама може да се доведе у везу са структуром тла на коме расту. Просторна дистрибуција $^{137}$Cs би могла да се доведе у везу са распоредом обрадивог земљшта и рељефом. Мерене вредности концентрација активности $^{7}$Be се крећу у веома широком опсегу, мада се може сматрати да је продукција овог радионуклида константна изнад целе површине Србије. Велика неунифомност просторне дистрибуције $^{7}$Be указује на пресудан утицај локалних фактора, а сама дистрибуција се не може довести у везу са рељефом.

## 5. ЗАХВАЛНИЦА

Овај је рад реализован као део пројеката "Истраживање климатских промена и њиховог утицаја на животну средину – праћење утицаја, адаптација и ублажавање" (43007) и "Биосенсинг технологије и глобални системи за континуирано и интегрисано управљање екосистемима" (43002) финансираних од стране Министарства просвете, науке и технолошког развоја Републике Србије као и пројекта "Геотрансформација простора Војводине у функцији регионалног развоја" 142-451-2511/2017-01 Покрајинског секретаријата за високо образовање и научно-истраживачку делатност.

## 6. ЛИТЕРАТУРА

[1] R. Vecchi, G. Valli. $^{7}$Be in surface air: a natural atmospheric tracer. *J. Aerosol Sci.* 28, 1997, 895-900

[2] M.A. Hernandez-Ceballos, G. Cineli, M. Marin Ferrer, T. Tolefsen, L. De Felice, E. Nweke, P.V. Tognoli, S. Vanzo, M. De Cort. A climatology of $^{7}$Be in surface air in European Union. *J. Environ. Radioact.* 141, 2015, 62-70

[3] A. Buse, D. Noris, H. Harmens, P. Buker, H. Ashenden, G. Millis. Heavy Metals in European Mosses: 2000/2001 Survey. UNECE ICP Vegetation

[4] M. Krmar, D. Radnović, S. Rakić, M. Matavulj. Possible use of terestrial mosses in detection of atmospheric deposition of $^{7}$Be over large areas. *J. Environ. Radioact.* 93, 2007, 53-61

[5] M. Dowdall, J.P. Gwynn, C. Moran, J. O'Dea, C. Davids, B. Lind. Uptake of radionuclides by vegetation at high Artic location. *Environmental Pollution* 133, 2005, 327–332.

[6] R. Delfanti, C. Papucci, C. Benco. Mosses as indicators of radioactivity deposition around a coal-fired power station. *The Science of the Total Environment* 227, 1999, 49 – 56.

[7] J.M. Godoy, L.A. Schuch, D.J.R. Nordemann, V.R.G. Reis, M. Ramalho, J.C. Reico, R.R.A. Brito, M.A. Olech. $^{137}$Cs, $^{226,228}$Ra,$^{210}$Pb and $^{40}$K concentrations in Antarctic soil, sediment and selected moss and lichen samples. *J. Environ. Radioact.* 41, 1998, 33 – 45.

[8] R. Vecch, G. Valli. $^{7}$Be in surface air: a natural atmospheric tracer. *J. Aerosol Sci.* 28(5), 1997, 895–900.

[9] I. Bikit, J. Slivka, Lj. Čonkić, M. Krmar, M. Vesković, N. Žikić-Todorović, E. Varga, SĆurčić, D. Mrđa. Radioactivity of the soil in Vojvodina, *J. Environ. Radioact.*78, 2005, 11-19

[10] J. Nikolov, N. Todorović, T. Petrović Pantić, S. Forkapić, D. Mrđa, I. Bikit, M. Krmar, M. Vesković. Exposure to radon in the radon spa Niška Banja, Serbia. *Rad. Meas.* 47, 2012, 443-450

[11] M. Baskaran. Po-210 and Pb-210 as atmospheric tracers and global atmospheric Pb-210 fallout: a review. *J. Environ. Radioact.* 102, 2011, 500 - 513.

# SPATIAL DISTRIBUTION OF NATURAL RADIONUCLIDES MEASURED BY THE USE OF MOSSES

**Miodrag KRMAR[1], Dragan RADNOVIC[2], Jan HANSMAN[1], Minucer MESAROS[3], Chrisoula BETSOU[4], Tatjana JAKSIC[5] and Predrag VASIC[5]**

*1) University Novi Sad, Department of Physics, Novi Sad, Serbia, krmar@df.uns.ac.rs*

*2) University Novi Sad, Department of Biology and Ecology, Novi Sad, Serbia, dragan.radnovic@dbe.uns.ac.rs*

*3) University Novi Sad, Department of Geography, Thurism and Hotel Management, Novi Sad, Serbia, minucer.mesaros@dgt.uns.ac.rs*

*4) Aristotle University of Thessaloniki, Physics Department, Thessaloniki, Greece, chbetsou@physics.auth.gr*

*5) University Pristina, Faculty of Science, Pristina, Serbia, tatjana.jaksic@pr.ac.rs, predrag.vasic@pr.ac.rs*

***ABSTRACT***

*The activities of natural radionuclide were measured in 217 moss samples that were collected at the entire territory of Serbia. Measurements were taken by well-type NaI detector in order to establish the spatial distribution of radionuclides. Special attention was paid to 7Be. It is obtained that the distribution of atmospheric deposition of 7Be is non-uniform; the minimum and maximum measured value differs nine times. No coincidence of the spatial distribution of 7Be with the relief was observed. It was noticed that higher values of 137Cs were detected in mountain and wooded areas. The presence of radionuclides from the Uranium and Thorium chains in the large extent depends on the structure of the soil at the sampling site.*

# SEZONSKE PROMENE AKTIVNOSTI PRIRODNIH RADIONUKLIDA I PROIZVEDENOG 137-Cs U UZORCIMA LIŠĆA LISTOPADNOG DRVEĆA

**Ivana VUKAŠINOVIĆ[1], Dragana TODOROVIĆ[2], Jelena NIKOLIĆ[2], Milica RAJAČIĆ[2] i Jelena AJTIĆ[3]**

*1) Univerzitet u Beogradu, Poljoprivredni Fakultet, Zemun-Beograd, Srbija, ivanavu@agrif.bg.ac.rs*

*2) Univerzitet u Beogradu, Institut za nuklearne nauke "Vinča", Laboratorija za zaštitu od zračenja i zaštitu životne sredine, Beograd, Srbija, Srbija, beba@vinca.rs, jnikolic@vinca.rs, milica100@vinca.rs*

*3) Univerzitet u Beogradu, Fakultet veterinarske medicine, Beograd, Srbija, jelena.ajtic@vet.bg.ac.rs*

***SADRŽAJ***

*Specifična aktivnost prirodnih radionuklida $^{238}U$, $^{235}U$, $^{226}Ra$, $^{210}Pb$, $^{232}Th$ i $^{40}K$ i proizvedenog $^{137}Cs$ je merena u uzorcima lišća dve vrste listopadnog drveća, kestena (Aesculus hippocastanum) i lipe (Tilia spp) koji potiču iz tri gradska parka na užem području Beograda. Uzorci su sakupljani u vreme prolećne (n=7), letnje (n=2) i jesenje (n=8) sezone u periodu od 2002-2012. godine. Iz svake pojedinačne sezone uzorci lišća su spojeni po vrstama pri čemu je dobijen jedan integralni (sezonski) uzorak za svaki ispitivani park čime je postignuta veća efikasnost detekcije niskog nivoa gama zračenja. Za određivanje aktivnosti primenjen je metod spektrometrije gama emitera. U svim pojedinačnim uzorcima suve materije lišća detekcija radionuklida $^{210}Pb$ i $^{40}K$ je bila moguća i njihova specifična aktivnost se nalazila intervalu 15-52 Bq/kg i 310-650 Bq/kg, respektivno. Iako je aktivnost $^{226}Ra$ bila veoma niska, u intervalu 0,5-5,6 Bq/kg, ovaj radionuklid je bio izmeren u svim uzorcima (osim u dva) i svim sezonama. Aktivnost $^{210}Pb$ i $^{226}Ra$ se povećavala tokom godine, pri čemu su njihove najveće vrednosti izmerene u lišću kestena u letnjoj sezoni. Suprotno, aktivnost $^{40}K$ u lišću lipe i kestena je opadala tokom godine. Za razliku od prethodno navedenih, radionuklidi $^{238}U$, $^{235}U$ i $^{232}Th$ su retko detektovani samo u letnjem i/ili jesenjem periodu i po četiri uzorka lišća su sadržali $^{238}U$ (2,7-11,7 Bq/kg) i $^{235}U$ (0,13-1,0 Bq/kg), a tri $^{232}Th$ (1,8-3,3 Bq/kg). Proizvedeni radionuklid $^{137}Cs$ detektovan je u svim uzorcima lišća (osim u dva), a bez jasnog trenda ponašanja po sezonama i nalazio se u intervalu 0,3-1,2 Bq/kg. Cilj rada bio je ispitivanje akumulacije prirodnih radionuklida i njihovog potencijalnog variranja tokom godine u lišću listopadnog drveća.*

## 1. UVOD

Aktivnosti čoveka u urbanim područjima u vidu industrijskih emisija, saobraćajnog zagađenja, sagorevanja fosilnih goriva, odlaganja otpada i upotrebe fosfatnih đubriva mogu inicirati promene nivoa prirodne radioaktivnosti. Zbog toga je neophodno poznavanje sadržaja i distribucije prirodnih i proizvedenih radionuklida od značaja, kao i njihovog transfera između pojedinih segmenata koji čine ekološki sistem urbane sredine. Radionuklidi od interesa čiji se periodi poluraspada mogu smatrati dugim sa stanovišta zaštite životne sredine od jonizujućeg zračenja su prirodni $^{238}U$, $^{235}U$, $^{226}Ra$, $^{210}Pb$, $^{232}Th$, $^{40}K$ i proizvedeni $^{137}Cs$. U zavisnosti od svojih bioloških osobina, različite biljne vrste imaju sposobnost da apsorbuju radionuklide (neesencijalne elemente) koristeći

mehanizam „mimikrije“ odnosno hemijske sličnosti sa drugim (esencijalnim) elementima neophodnim za ishranu, rast i razvoj. Biljka usvaja radionuklide iz zemljišta putem korenovog sistema ukoliko se oni nalaze u zemljištu u svom dostupnom obliku ili iz vazduha putem folijarne depozicije [1,2]. Uranijum i torijum, članovi grupe aktinida, koji se u prirodi pojavljuju kao četvorovalentni joni čiji su radijusi sličnih dimenzija, ponašaju se slično u redukcionim uslovima u zemljištu. Međutim, u oksidacionim uslovima uranijum je češće šestovalentni (uranil) jon čime se njegova mobilnost u odnosu na torijum povećava. Radijum se u prirodi pojavljuje samo kao dvovalentni ($Ra^{2+}$) jon i ponaša se slično ostalim članovima grupe alkalnih elemenata Ba, Sr, Mg i Ca, što znači da je lakše dostupan i usvojen od strane biljaka putem korenovog sistema i češće detektovan u višim, nadzemnim delovima biljke. Olovo kao metal iz IVa grupe periodnog sistema pojavljuje se pretežno kao $Pb^{2+}$ jon, ali se u zemljištu ponaša sličnije elementima grupe zemnoalkalnih metala. Navedeni neesencijalni elementi imaju veoma ograničenu akumulaciju od strane korenovog sistema i to u nizu Ra>U>Th>>Pb [1,2]. Sa druge strane, kalijum kao esencijalni element u metaboličkim procesima biljaka je usvojen iz zemljišta zajedno sa svojim radioaktivnim izotopom $^{40}K$. Proizvedeni radionuklid $^{137}Cs$ ponaša se u zemljištu konkurentski u odnosu na kalijum i biva usvojen od strane biljke koja ga ne razlikuje od svog hemijskog analoga [1,2].
Može se dodati da se smatra da je aktivnost $^{238}U$, $^{226}Ra$, $^{232}Th$ u vazduhu van industrijskih područja reda $\mu Bq/m^3$ [2], a višegodišnja merenja radionuklida u vazduhu Beograda pokazala su da je $^{137}Cs$ najčeće ispod granice detekcije, dok aktivnost $^{210}Pb$ približno iznosi 500 $\mu Bq/m^3$ [3].
U ranijem istraživanju, u periodu od 2002-2009. godine na užem području Beograda, tri gradska parka (Botanička bašta – BB, Studentski park – SP, Karađorđev park – KP) bila su mesto sakupljanja uzoraka lišća kestena i lipe (*Aesculus hippocastanum* i *Tilia spp.*), aerosola i zemljišta u kojima je određena koncentracija aktivnosti radionuklida $^{137}Cs$, $^{40}K$, $^{210}Pb$ i $^{7}Be$ u cilju ispitivanja dva glavna mehanizma akumulacije radionuklida u listovima - atmosferske depozicije i usvajanja korenom [3]. Sadašnje istraživanje se nastavlja na prethodno i u ovom radu predstavljeni su rezultati merenja specifičnih aktivnosti radionuklida koji se odnose na uzorke lišća kestena i lipe sa istog područja sakupljenih u periodu od 2002-2012. godine u vreme prolećne (n=7), letnje (n=2) i jesenje (n=8) sezone. Da bi se u uzorcima lišća detektovali i drugi potencijalno prisutni radionuklidi kao što su $^{238}U$, $^{235}U$, $^{226}Ra$ i $^{232}Th$, iz svake pojedinačne sezone uzorci su spajani po vrstama pri čemu je dobijen po jedan integralni (sezonski) uzorak za svaki ispitivani park, a čime je postignuta veća efikasnost detekcije niskog nivoa gama zračenja. U toku vegetativnog perioda, ćelije bogate hranljivim materijama i drugim elementima bivaju iskorišćene ishranjujući tkiva koje se aktivno razvijaju kao što su listovi, a one same ostaju da formiraju tkivo stabla drveta. Prema tome, može se ispitati kakav je potencijal lišća listopadnog drveća da odražava specifične aktivnosti radionuklida detektovanih u zemljištu urbane sredine kao i trend njihovih sezonskih varijacija.

## 2. MATERIJALI I METODE

Uzorci lišća dve vrste listopadnog drveća, kestena (*Aesculus hippocastanum*) i lipe (*Tilia spp.*) sakupljani su u periodu od 2002-2012. godine u vreme prolećne (n=7), letnje (samo u toku 2003-2004. godine; n=2) i jesenje (n=8) sezone. Svaki uzorak lišća sušen je na temperaturi 105ºC, a zatim mineralizovan na 450ºC. U prvoj fazi merenja, pojedinačni

uzorci su mereni koristeći metod spektrometrije gama emitera, a način pripreme uzoraka i kalibracije detektora opisan je u prethodno pomenutom radu [3]. U drugoj fazi merenja, iz svake ispitivane sezone (proleće, leto, jesen) pojedinačni uzorci lišća su spajani po vrstama (kesten i lipa). Na taj način je dobijen po jedan integralni uzorak veće mase za svaki ispitivani park, sezonu i vrstu. Ukupne mase spojenih mineralizovanih uzoraka lišća su se kretale u intervalu 16-24 g, zatim 32-45 g i 27-104 g za sezonu proleće, leto i jesen, respektivno. Spojeni uzorci su pakovani u cilindrične plastične boce zapremine 125 $cm^3$. Zatim je u tako pripremljenim uzorcima uspostavljena radioaktivna ravnoteža. Spektrometrija gama emitera integralnih uzoraka izvršena je korišćenjem HPGe detektora relativne efikasnosti 20%. Za kalibraciju detektora korišćen je sekundarni referentni radioaktivni materijal u geometriji plastične boce od 125 $cm^3$ matriksa trave koji je pripremljen na isti način na koji se pripremaju i uzorci za merenje. Matriks je nakapan primarnim referentnim radioaktivnim materijalom ($^{241}$Am, $^{109}$Cd, $^{139}$Ce, $^{57}$Co, $^{60}$Co, $^{203}$Hg, $^{88}$Y, $^{113}$Sn, $^{85}$Sr, $^{137}$Cs, $^{210}$Pb) proizviđača Czech Metrological Institute, Praha, 9031-OL-427/12, type ERX, ukupne aktivnosti 72.40 kBq na dan 31.08.2012. godine. Vreme merenja uzoraka je 60 ks.

Aktivnost suve materije lišća integralnih uzoraka određena je pomoću tzv. faktora koncentrisanja $F_c$ koji je bio izračunat na osnovu poznate specifične aktivnosti dugoživećeg radionukilda $^{40}$K ($t_{1/2}$=1,28·$10^9$ godina) pre i posle spajanja uzoraka lišća:

$$F_c = \frac{A'_{\text{int}} \cdot m'_{\text{int}}}{\sum_{i=1}^{n} A_i^o \cdot m_i^0} \tag{1}$$

gde su $A'_{\text{int}}$ i $m'_{\text{int}}$ specifična aktivnost $^{40}$K i masa mineralizovanog integralnog (izmešanog) uzorka, a $A_i^o$ i $m_i^0$ vrednost specifične aktivnosti $^{40}$K i masa svih pojedinačnih uzoraka suve materije lišća od kojih se sastojao integralni uzorak. U zavisnosti od sezone, broj *n* je imao vrednost 2, 7 ili 8.

## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

Statistika koja opisuje vrednosti specifičnih aktivnosti prirodnih radionuklida i proizvedenog $^{137}$Cs predstavljena je u tabeli 1., pri čemu sve grupe podataka (specifičnih aktivnosti) prate normalnu distribuciju. Kombinovana standardna merna nesigurnost specifične aktivnosti radionuklida iznosila je 7% za $^{40}$K, 20% za $^{226}$Ra, $^{210}$Pb i $^{137}$Cs i 30% za $^{238}$U, $^{235}$U i $^{232}$Th.

Iz tabele 1. može se videti da je koeficijent varijacije pojedinačnih radionuklida veći od pomenutih vrednosti mernih nesigurnosti, pa se može zaključiti da vrednosti specifičnih aktivnosti nisu uniformne već da je njihova promena tokom godine značajna. Anova test (na nivou poverenja 95%) je korišćen da bi se odredilo da li postoje razlike između aktivnosti uzoraka lišća lipe i kestena u okviru iste sezone, pri čemu je utvrđeno da razlika nema osim za vrednosti $^{226}$Ra u leto ($p < 0,05$). Takođe, sudeći prema Anova testu, specifične aktivnosti se nisu razlikovale po sezonama za radionuklide $^{40}$K i $^{137}$Cs, ali jesu u slučaju $^{226}$Ra ($p < 0,001$) i $^{210}$Pb ($p < 0,001$) za vrednosti u proleće u odnosu na leto i jesen. Utvrđeno je i da je vrednost $^{40}$K u uzorcima lišća na mestu KP bila minimalna i da se uvek bitno razlikovala ($p < 0,0001$) od vrednosti nađenim na SP i BB. Aktivnosti

pojedinačnih radionuklida izmerenih u leto i jesen statistički se nisu razlikovale, što znači da mogu biti grupisane i posmatrane zajedno.

**Tabela 1. Statistička obrada rezultata specifičnih aktivnosti prirodnih radionuklida i proizvedenog $^{137}$Cs izmerenih u uzorcima suvog lišća kestena i lipe**

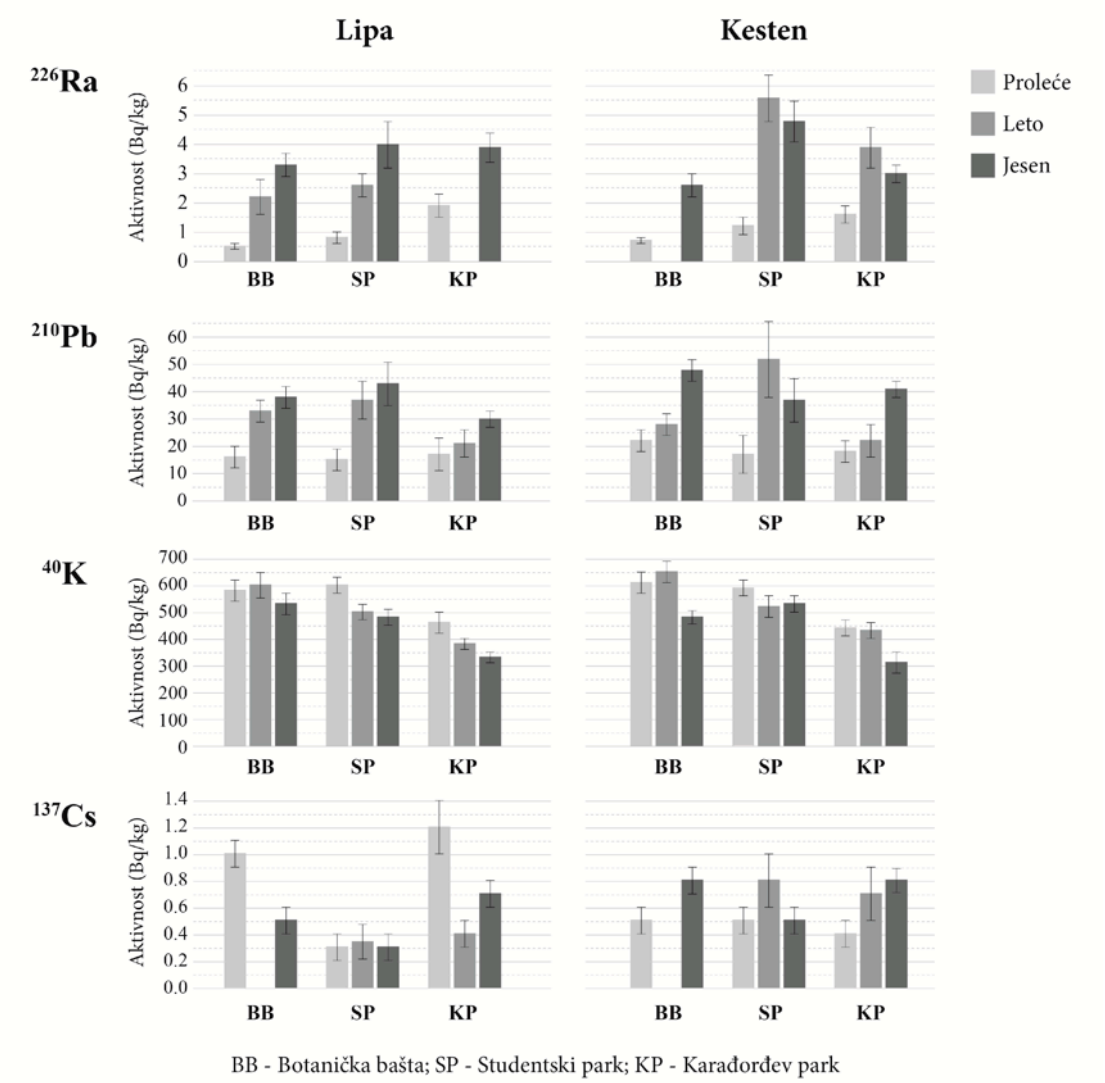
| Radionukid | $^{238}$U | $^{235}$U | $^{226}$Ra | $^{210}$Pb | $^{232}$Th | $^{40}$K | $^{137}$Cs |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | (Bq kg$^{-1}$ suve materije) | | | | | | |
| Min | 2,7 | 0,13 | 0,5 | 15 | 1,8 | 310 | 0,3 |
| Max | 11,7 | 1,0 | 5,6 | 52 | 3,3 | 650 | 1,2 |
| Mean | 6,8 | 0,45 | 2,66 | 29,7 | 2,4 | 501 | 0,61 |
| St.dev. | 4,3 | 0,40 | 1,52 | 11,84 | 0,79 | 97,5 | 0,26 |
| CV (%) | 63 | 90 | 57 | 40 | 33 | 20 | 43 |
| Stnd.Skewness | 0,23 | 1,04 | 0,45 | 0,64 | 1,03 | -0,825 | 1,34 |
| Stnd.Kurtosis | -1,59 | 0,36 | -0,61 | -0,98 | - | -0,416 | 0,135 |
| *n* | 4 | 4 | 16 | 18 | 3 | 18 | 16 |

Promene specifičnih aktivnosti radionuklida $^{226}$Ra, $^{210}$Pb, $^{40}$K i $^{137}$Cs po sezonama i parkovima ilustrovane su na slici 1. Na ovoj slici, u svakom od parkova (BB, SP, KP) se može videti da se nivoi $^{226}$Ra i $^{210}$Pb u lišću kestena i lipe povećavaju tokom vegetativnog perioda, a snižavaju u slučaju $^{40}$K, dok $^{137}$Cs nema jasnog trenda ponašanja. U svim pojedinačnim uzorcima suve materije lišća (n=18), detekcija radionuklida $^{210}$Pb i $^{40}$K je bila moguća i njihova specifična aktivnost se nalazila intervalu 15-52 Bq/kg i 310-650 Bq/kg, respektivno. Usvajanje kalijuma iz zemljišta, a time i njegovog izotopa $^{40}$K je neminovno. Međutim, u slučaju izotopa olova $^{210}$Pb, dodatni izvor u atmosferi predstavlja njegova produkcija putem raspada radionuklida $^{222}$Rn koji emanira iz zemljišta ili potencijalni izvor antropogenog porekla, pa zbog toga koncentracije $^{210}$Pb u biljnom materijalu ne mogu biti u direktnoj vezi sa koncentracijama u zemljištu jer se naknadno deponovanje $^{210}$Pb očekuje iz atmosfere [1-3] i čime se može tumačiti porast $^{210}$Pb tokom sezona (slika 1).

Iako je specifična aktivnost $^{226}$Ra bila niska, u intervalu 0,5-5,6 Bq/kg, ovaj radionuklid je bio izmeren u svim uzorcima (osim u dva; n=16) i svim sezonama. Radionuklid $^{226}$Ra (analog esencijalnom Ca) biljka često usvaja iz zemljišnih rastvora, pri čemu se on može detektovati u biljnom tkivu samo ukoliko je dovoljno mineralizovanog materijala dostupno za analizu. Za ovaj radionuklid je utvrđeno da ostaje inkorporiran u onom delu biljnog tkiva u koje je dospeo, što znači da se dalje ne distribuira u druge biljne organe [4], a što objašnjava njegovu akumulacju u uzorcima lišća tokom vremena.

Za razliku od prethodno navedenih, radionuklidi $^{238}$U, $^{235}$U i $^{232}$Th su u većini uzoraka bili ispod minimalne detektabilne aktivnosti i samo su u letnjem i/ili jesenjem periodu po četiri uzorka lišća sadržali $^{238}$U (2,7-11,7 Bq/kg) i $^{235}$U (0,13-1,0 Bq/kg), a tri $^{232}$Th (1,8-3,3 Bq/kg). U sličnom intervalu aktivnosti su registrovani $^{238}$U (9-11 Bq/kg) i $^{232}$Th (9-16 Bq/kg) u lišću drveća tropskih predela i tada su istovremeno oba radionuklida detektovana i u uzorcima kore drveta, mada u užem intervalu aktivnosti (9-10 Bq/kg) [5]. Taj rezultat ukazuje da se $^{238}$U i $^{232}$Th usvajaju putem korenovog sistema, a da zatim bivaju translocirani i akumulirani u drugim organima drveta kao što su listovi ili kora drveta. Poređenje se može izvršiti i sa aktivnostima prirodnih radionuklida uzoraka lišća

drveća i žbunja šumskih predela Potugalije (umereni pojas): 1,68-13 Bq/kg za $^{238}$U; 0,08-0,58 Bq/kg za $^{235}$U; 4,9-37,3 Bq/kg za $^{226}$Ra; 10,3-20,3 Bq/kg za $^{210}$Pb i 0,08-1,10 Bq/kg za $^{232}$Th, pri čemu se ove aktivnosti nisu razlikovale među zimzelenim i listopadnim vrstama [6].




**Slika 1. Sezonske promene specifičnih aktivnosti radionuklida $^{226}$Ra, $^{210}$Pb, $^{40}$K i $^{137}$Cs u uzorcima lišća lipe i kestena u parkovima Beograda**

Sa slike 1. se vidi da je proizvedeni radionuklid $^{137}$Cs detektovan u većini uzoraka lišća (osim u dva; n=16), nalazeći se u intervalu 0,3-1,2 Bq/kg, ali bez jasnog trenda ponašanja po sezonama. Za nadzemne delove listopadnog drveta hrasta (iz planinskog predela Bugarske) utvrđeno je da se kontaminacija radiocezijumom kretala u nizu: kora>grančice>lišće>grane>stablo, dok su vredosti aktivnosti lišća bile u intervalu 3,2-4,6 Bq/kg [7]. Prisustvo $^{137}$Cs u uzorcima lišća iz parkova posledica je Černobiljskog akcidenta [3]. Ukoliko je radiocezijum u zemljištu dospeo u oblast rizosfere, stepen kontaminiranosti viših delova drveta zavisiće od njegove mogućnosti usvajanja korenom [2]. Rezultat ovog ispitivanja pokazuje da u tom smislu nema razlike između vrsta kestena i lipe.

## 4. ZAKLJUČAK

Ispitivanje prirodnih radionuklida $^{238}$U, $^{235}$U, $^{226}$Ra, $^{210}$Pb, $^{232}$Th, $^{40}$K i proizvedenog $^{137}$Cs u uzorcima lišća listopadnog drveća sakupljenim u tri gradska parka pokazalo je da je njihova detekcija moguća ukoliko je dovoljno mineralizovanog materijala dostupno za analizu. Za sve radionuklide, utvrđeno je da ne postoje razlike specifičnih aktivnosti između lišća kestena i lipe u okviru iste sezone. U toku vegetacionog perioda, vrednosti za $^{40}$K i $^{137}$Cs u sezonama proleće, leto i jesen se nisu razlikovale, dok su vrednosti $^{226}$Ra i $^{210}$Pb bile značajno manje u proleće u odnosu na leto i jesen. Takođe, kod svih radionuklida, specifične aktivnosti dobijene u letnjoj sezoni statistički se nisu razlikovale od onih dobijenih u jesenjoj. S'obzirom da su svi radionuklidi (osim $^{210}$Pb) usvojeni putem korena, a zatim translocirani u više delove drveća neophodno je ispitati povezanost izmerenih specifičnih aktivnosti u uzorcima lišća sa onim u detektovanim zemljištu.

## 5. ZAHVALNICA

Ovaj rad je realizovan u okviru projekta „Istraživanje klimatskih promena na životnu sredinu: praćenje uticaja, adaptacija i ublažavanje“ (III43007) koji finansira Ministarstvo za prosvetu i nauku Republike Srbije.

## 6. LITERATURA

[1] N. Mitchell, D. Pérez-Sánchez, M.C. Thorne. A review of the behaviour of U-238 series radionuclides in soils and plants. *J. Radiol. Prot.* 33(2), 2013, R17-R48.

[2] A. Kabata-Pendias, A. B. Mukherjee. Trace elements from soil to human. 2007. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg

[3] D. Todorović, D. Popović, J. Ajtić, J. Nikolić. Leaves of higher plants as biomonitors of radionuclides ($^{137}$Cs, $^{40}$K, $^{210}$Pb and $^{7}$Be) in urban air. *Environ. Sci. Pollut. Res*. 20, 2013, 525-532.

[4] The environmental behaviour of radium: revised edition, IAEA-TRS, No. 476. IAEA, Vienna, 2014.

[5] P.K. Manigandan, B. Chandar Shekar. Uptake of some radionuclides by woody plants growing in the rainforest of Western Ghats in India. *J. Environ. Radioact.* 130, 2014, 63-67.

[6] F. Carvalho, P. Fernando P., M.O. João, M. Margarida. Exposure to radionuclides in smoke from vegetation fires. *Sci. Total Environ*. 472, 2014, 421-424.

[7] M. Zhiyanski et al. Cesium-137 contamination of oak (Quercus petrae Liebl.) from sub-mediterranean zone in South Bulgaria. *J. Environ. Radioact.* 101, 2010, 864-868.

.

# SESONAL CHANGES OF NATURALLY OCCURRING RADIONUCLIDES AND FALLOUT 137-Cs IN THE SAMPLES OF LEAVES OF DECIDIOUS TREES

**Ivana VUKAŠINOVIĆ[1], Dragana TODOROVIĆ[2], Jelena NIKOLIĆ[2], Milica RAJAČIĆ[2] and Jelena AJTIĆ[3]**

*1) University of Belgrade, Faculty of Agriculture, Belgrade-Zemun, Serbia, ivanavu@agrif.bg.ac.rs*

*2) Vinca Institutute of Nuclear Sciences, Radiation and Environmental Protection Department, Universty of Belgrade, Serbia, beba@vinca.rs, jnikolic@vinca.rs, milica100@vinca.rs*

*3) University of Belgrade, Faculty of Veterinary Medicine, Belgrade, Serbia, jelena.ajtic@vet.bg.ac.rs*

***ABSTRACT***

*The specific activity of naturally occurring radionuclides $^{238}U$, $^{235}U$, $^{226}Ra$, $^{210}Pb$, $^{232}Th$, and $^{40}K$ and fallout $^{137}Cs$ was measured in the samples of leaves of two deciduous tree species, chestnut (Aesculus hippocastanum) and linden (Tilia spp.) common for the Belgrade urban area. Samples were collected in the spring (n = 7), summer (n = 2) and autumn (n = 8) during the vegetation period from 2002 to 2012. From each season, samples of leaves were combined according to two species and one single integral (seasonal) sample was obtained in order to improve detection efficiency of low gamma radiation level. Specific activities were determined using the gamma-ray spectrometry method. $^{210}Pb$ and $^{40}K$ radionuclides were detected in all the samples of leaves and their specific activity was in the range (Bq/kg dry weight): 15 - 52 and 310 - 650, respectively. Although the $^{226}Ra$ level was very low and in the range from 0.5 - 5.6 Bq/kg, this radionuclide has been measured in all samples (except in the two) and each season. $^{210}Pb$ and $^{226}Ra$ activity increased during the vegetation period and their highest values were found in the leaves of chestnut trees in the summer season. In contrast, the activity of $^{40}K$ in the leaves of linden and chestnut has decreased. Detection $^{238}U$, $^{235}U$ and $^{232}Th$ radionuclides was scarce and only in the summer and/or autumn. Four samples of leaves contained $^{238}U$ (2.7 - 11.7 Bq/kg dry wt) and $^{235}U$ (0,13 - 1.0 Bq/kg dry wt) and three of them $^{232}Th$ (1.8 - 3.3 Bq/kg dry wt). Man-made radionuclide $^{137}Cs$ (0.3-1.2 Bq/kg dry wt) was detected in all samples of leaves (except in two) and no clear trend according to seasons was found. The aim was to investigate the accumulation of naturally occurring radionuclides and fallout $^{137}Cs$ in the leaves of deciduous trees and their potential variations during the vegetation period.*

# КОНЦЕНТРАЦИЈЕ РАДИОНУКЛИДА У УЗОРЦИМА БИЉАКА И ЗЕМЉИШТА СА ПОДРУЧЈА ПРИЗРЕНА

**Гордана МИЛИЋ, Љиљана ГУЛАН, Биљана ВУЧКОВИЋ и Бајрам ЈАКУПИ**
*Природно-математички факултет, Универзитет у Приштини, 38220 Косовска Митровица, Србија, gordana.milic@pr.ac.rs*

***САДРЖАЈ***
*Специфичпе активности природних радионуклида $^{40}K$, $^{232}Th$, $^{235}U$, $^{226}Ra$ и вештачког $^{137}Cs$ мерене су у сувим узорцима различитих биљака и у земљишту са којег потичу биљке у урбаним срединама и ван насељених места у региону Призрена. Мерења специфичне активности у свим узорцима урађена су на HPGe детектору коаксијалног типа методом спектрометрије гама зрачења. Максималне концентрације активности $^{232}Th$, $^{235}U$ и $^{226}Ra$, измерене су у планинском чају и износе 45 Bq/kg, 11 Bq/kg и 99 Bq/kg, респективно. У плоду глога се максимално акумулирао $^{137}Cs$ (48 Bq/kg), а максимална вредност концентрације $^{40}K$ измерена је у парадајзу и износи 914 Bq/kg . Израчунати трансфер фактори радионуклида из земљишта у различитим биљним културама су у интервалу од 0,06-1,365 за $^{40}K$. Концентрације $^{232}Th$, $^{235}U$, $^{226}Ra$ и $^{137}Cs$ биле су испод границе детекције у неким узорцима и биљака и земљишта, а максималне вредности трансфер фактора су 0,30; 2,5; 0,33 i 0,59 респективно.*

## 1. УВОД

Под нормалним условима, светска популација је изложена зрачењима која су природног порекла. Излагање овом зрачењу је неизбежно и људи су свакодневно изложени радионуклидима који се налазе у земљишту, води, ваздуху и прехрамбеним производима. Таложење радионуклида на тло и вегетацију представља полазну тачку за њихов пренос у земаљском окружењу и у ланцима исхране. Природно радиоактивни извори дају просечну ефективну дозу од 2,4 mSv од чега 1,2 mSv потиче од удисања радона и торона и од њихових потомака у затвореном и спољашњем простору. Спољашње озрачивање становништва доминантно потиче од гама зрачења насталог распадима у радиоактивним низовима урана $^{238}U$ и торијума $^{232}Th$, као и од калијума $^{40}K$ [1]. Ови радионуклиди доприносе и унутрашњем излагању када путем ланаца исхране доспеју у људски организам и озрачавају различите органе алфа, бета и гама зрачењем. Биљке представљају важну карику у транспорту и дистрибуцији радионуклида, тешких метала и других загађивача животне средине и често се користе као биомониторинг атмосферских загађења [2]. Радионуклиди се метаболички уграђују у биљне врсте ресорпцијом из земљишта путем кореновог система (дугоживећи $^{40}K$, $^{232}Th$, $^{238}U$, $^{235}U$, $^{90}Sr$, $^{137}Cs$), као и депозицијом на лишћу биљака ($^{210}Pb$, $^{7}Be$) [3,4]. Од радионуклида који не припадају радиоактивним низовима најзначајнији је калијум $^{40}K$, кога у природном калијуму има само 0,0117%, али доприноси више од 90% дози која потиче од природне радиоактивности. Пошто је калијум као елемент веома заступљен у Земљиној кори, као један од главних радионуклида магме, неизбежна је компонента у ланцу исхране (земљиште-биљке-животиње-човек). Просечно човек унесе 44000 Bq $^{40}K$ годишње. [5]. Остали радионуклиди природног порекла

заступљени су у малим количинама и не доприносе у великој мери дози становништва.

Пренос радионуклида кроз ланац исхране је предмет интензивног истраживања од 60-их година прошлог века. Тестирање нуклеарног оружја и акциденти током мирнодопског коришћења нуклеарне енергије довели су до неконтролисане емисије вештачких радионуклида и контаминације животне средине [6]. Међу фисионим продуктима најзначајнији индикатор антропогеног загађења атмосфере због дугог периода полураспада (30,05 год.) је $^{137}$Cs. Концентрације $^{137}$Cs у земљишту су пре свега последица хаварије нуклеарне електране у Чернобиљу 1986. године када је дошло до радиоактивне контаминације испуштањем у атмосферу око 1,85 EBq вештачког радиоактивног материјала [7]. Коренов систем биљака лако усваја вештачке радионуклиде што је добар предуслов за цезијум да се укључи у геолошко и биолошко кружење материје, а метаболички и хемијски сличан је калијуму и калцијуму. До организама цезијум доспева путем сорпционих процеса који се дешавају између биљака и земљишта на коме расту, односно воде из земљишта и падавина, а организам га усваја процесима физичке и хемијске сорпције и јонске измене. Потпуно је растворљив у телесним течностима и равномерно се распоређује у организму.

Крајем осамдесетих и почетком деведесетих година у прошлом веку посебну пажњу светске јавности привукло је коришћење муниције са осиромашеним ураном. Осиромашени уран (ОУ) је нуспродукт процеса обогаћене руде природног урана за употребу у нуклеарним реакторима и оружју. Разликује се од природног урана због различите концентрације неких изотопа урана. Природни уран садржи 0,7% урана U – 235 а у осиромашеном урану смањен је за једну трећину на 0,2 – 0,3%. На Косову и Метохији је увећан ризик од излагања јонизујућем зрачењу након НАТО бомбардовања 1999. године када је коришћена и муниција са осиромашеним ураном [8]. Узимајући у обзир мобилност осиромашеног урана са контаминираних простора различитим транспортним процесима (ветар, подземне воде, различити контакти људи, животиња и других активности) могућа је контаминација у ширем простору од места изложеног непосредном бомбардовању. Уношење осиромашеног урана у ланац исхране јесте реална опасност имајући у виду да није познато да су предузете активности за уклањање настале контаминације. Због заинтересованости, а и забринутости становништва Косова и Метохије услед ризика од радиоактивне контаминације праћење нивоа радиоактивности у животној средини је од фундаменталног значаја.

У оквиру радиолошких истраживања започетих у последњој деценији прошлог века на територији Косова и Метохије истраживани су радионуклиди у ваздуху затворених просторија (радон, торон и потомци радона и торона) и радионуклиди у земљишту [9,10,11,12,13]. Мерења концентрације радона на Косову и Метохији унета су у мапу о радону која је прикључена Европској мапи 2011. године [14].

У овом раду су представљене у насумично одабраним биљним културама измерене специфичне активности радионуклида ($^{40}$K, $^{232}$Th, $^{235}$U, $^{226}$Ra) природног порекла и $^{137}$Cs антропогеног порекла. Мерења су обављена и у неким узорцима земљишта да би се поред радиоактивне контаминације проценили и механизми акумулације радионуклида у различитим деловима биљних култура.

## 2. ЕКСПЕРИМЕНТАЛНИ РАД

У раду се износе процене садржаја радионуклида кроз мерења њихове специфичне активности у узорцима биљних култура пореклом из Призрена и места у блиској околини или ван насеља. Истраживање је засновано на одређивању и анализи специфичне активности $^{40}$K, $^{232}$Th, $^{235}$U, $^{226}$Ra и $^{137}$Cs у вегетативним (лист) и генеративним (плод) органима различитих биљних врста. У овој групи су анализирани углавном зрели плодови поврћа и воћа и чајеви. Концентрације радионуклида мерене су у сувој супстанци. Припрема узорака и гамаспектрометријска мерења специфичне активности радионуклида обављена су у Лабораторији за гамаспектрометријска мерења Института за медицину рада Србије „Др Драгомир Карајовић“ у Београду. После припреме узорака која се састоји од сушења на собној температури, концентрисања тј. минерализације на температури од 4000$^0$C, затапања и чувања 30 дана пре мерења до успостављања радиоактивне равнотеже, спектрометрија гама емитера је урађена на полупроводничким HPGe детекторима фирме EG&G “ORTEG “. Релативна ефикасност детектора је 25% на 1,33 MeV-a, резолуције 1,95 keV, односно 1,85 keV. Детектори су повезани са вишеканалним анализатором (8192 канала) истог произвођача и са истом одговарајућом рачунарском опремом. Енергетска калибрација, као и калибрација ефикасности детектора обавља се помоћу радиоактивног стандарда Amersham.

Композитни узорци земљишта направљени су од више узорака земљишта до 20 cm дубине на месту гајења биљака. Припремљени узораци суше се на температури 1050 – 1100$^0$C до константне тежине 24-48 сати, затапају и чувају 30 дана до успостављања радиоактивне равнотеже.

Време мерења једног узорка је 60000 s до 100000 s, а основно зрачење се мери 250000 s. Релативна грешка припреме узорка и мерења је до 10% [15,16].

## 3. РЕЗУЛТАТИ И ДИСКУСИЈА

У табели 1 су наведени резултати гамаспектрометријске анализе концентрације радионуклида: $^{40}$K, $^{232}$Th, $^{235}$U, $^{226}$Ra и $^{137}$Cs у биљним узорцима и у неким узорцима земљишта, израчунате вредности трансфер и дискриминационих фактора, односи максималних и минималних вредности трансфер фактора. У делу табеле су концентрације наведених радионуклида само у биљкама.

Код измерених специфичних активности радионуклида у биљним узорцима уочава се изразита варијабилност свих радионуклида која је евидентна и због различитих биљака и делова самих биљака. Средње вредности (опсег) концентрација за $^{40}$K, $^{232}$Th, $^{235}$U, $^{226}$Ra и $^{137}$Cs су: 398,7 (38–914); 9,7(MDA-45); 3,2(MDA–16); 12,9 (MDA–99) и 8,98 (MDA–48). Велике разлике између максималних и минималних вредности за $^{137}$Cs показују типичне особине за загађиваче вештачког порекла. Концентрације $^{40}$K и $^{232}$Th крећу се у уобичајеним границама, а средње вредности за $^{235}$U и $^{226}$Ra су за ред величине веће од литературних података наведених у табели 2 за биљне узорке са југа и широм Србије. Међутим, ови радионуклиди нису детектовани у већини узорака и то истовремено, а од детектованих вредности, за радијум су веће од урана у истим узорцима. Прегледом резултата из табеле 1, види се да су ови радионуклиди концентрисани у плодовима мекане структуре и у лишћу.

Радиоактивна контаминација биљне и сточарске производње, које представљају најзначајније факторе у радијационој угрожености људи преко ланца исхране, намећу потребу систематске радијационо–хигијенске контроле различитих биљних врста за анималну исхрану, од којих је кукуруз међу најзначајнијим. У овом истраживању калијума и торијума у кукурузу има више него у истраживањима у Србији [19, 20], цезијума исто, а уран и радијум су испод прага детекције.

**Табела 1. Концентрације радионуклида у неким узорцима биљака и земљишта са подручја Призрена**

| **Радионуклиди** / **Узорци** | **$^{40}$K Bq/kg** | **$^{232}$Th Bq/kg** | **$^{235}$U Bq/kg** | **$^{226}$Ra Bq/kg** | **$^{137}$Cs Bq/kg** | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Нар(плод) | 96±6 | 13±4 | 1,2±0,1 | 20±2 | 2±0,2 | |
| Нар(семе) | 38±3 | ≤MDA | 5±0,5 | 10±2 | 16±2 | |
| Нар(земља) | 620±22 | 43±2 | 2±0,1 | 61±3 | 27±2 | |
| Пасуљ | 604±72 | ≤MDA | ≤MDA | ≤MDA | ≤MDA | |
| Земља | 101±7 | 16±3 | 2±1 | 7±1 | 19±1 | |
| Клека (плод) | 223±2,3 | ≤MDA | ≤MDA | ≤MDA | ≤MDA | |
| Грожђе(плод) | 273±17 | 17,2± | 1,65±0,2 | 4±0,4 | 2±0,25 | |
| земља | 200±10 | ≤MDA | ≤MDA | ≤MDA | 4±0,5 | |
| **Трансфер фактори** | | | | | | DF |
| Нар(плод) | 0,15 | 0,30 | 0,6 | 0,33 | 0,074 | 0,49 |
| Нар(семе) | 0,06 | - | 2,5 | 0,16 | 0,59 | 9.8 |
| Пасуљ | 5,98 | – | – | – | – | – |
| Клека (плод) | 1,115 | – | – | – | – | – |
| Грожђе(плод) | 1,365 | - | - | - | 0,5 | 0.37 |
| **$TF_{max}/TF_{min}$** | 99,7 | | 4,17 | 2,06 | 8 | 0.08 |
| **Радионуклиди** / **Узорци** | **$^{40}$K Bq/kg** | **$^{232}$Th Bq/kg** | **$^{235}$U Bq/kg** | **$^{226}$Ra Bq/kg** | **$^{137}$Cs Bq/kg** | |
| Кукуруз | 158±9 | 4±1 | ≤MDA | ≤MDA | 0,3±0,1 | |
| Планински чај | 493±14 | 45±10 | 11±1,7 | 99±10 | 13±2 | |
| Глог(плод) | 657±60 | ≤MDA | ≤MDA | ≤MDA | 48±2 | |
| Мајчина душица | 630±94 | 3,4±0,7 | ≤MDA | 9,6±2 | 1±0,3 | |
| Парадајз(плод) | 914±50 | ≤MDA | 16±3 | ≤MDA | 16±2 | |
| Кестен(плод) | 222±20 | 24±3 | ≤MDA | ≤MDA | 0,5±0,1 | |

Специфичне вредности радионуклида у земљишту из овог истраживања су у интервалу просечних вредности у свету и Србији. Интервали концентрација су: за $^{40}$K (101-620), $^{232}$Th (MDA-43), $^{235}$U (MDA-2), $^{226}$Ra (MDA-61) и за $^{137}$Cs (4-27). Ради поређења у табели 3 су наведене средње вредности специфичних активности радионуклида у Војводини, за 74 локације на Косову и Метохији, у окружењу и у свету.

**Табела 2. Литературни подаци о концентрацијама радионуклида у различитим биљним узорцима**

| Радионуклиди / Узорци | $^{40}$K Bq/kg | $^{232}$Th Bq/kg | $^{235}$U Bq/kg | $^{226}$Ra Bq/kg | $^{137}$Cs Bq/kg |
|---|---|---|---|---|---|
| Биљни узорци [17] | 284-434 | 2,1-3,2 | < 0,3 | 1,8-4,5 | <0,2-1,3 |
| Биљни узорци [18 ] | 245-787 | 1,2-6 | MDA-4,7 | 0,7-8,5 | MDA-1,6 |
| Кукуруз [19,20] | 59-108 | < 0,2 | <0,1 | 0,08-1,4 | 0,23- 2,91 |
| Пасуљ [19 ] | 254-551 | /* | / | / | 0,1-0,28 |
| Грожђе [ 19] | 30-47 | / | / | / | 0,03-020 |
| Чајеви [21] | 623 | 3 | / | 3,1 | 0,9 |

**Табела 3. Литературним подаци о концентрацијама радионуклида у земљишту**

| Локација | $^{40}$K Bq/kg | $^{232}$Th Bq/kg | $^{235}$U Bq/kg | $^{226}$Ra Bq/kg | $^{137}$Cs Bq/kg |
|---|---|---|---|---|---|
| Војводина [20] | 554 | 53 | / | 40 | 12 |
| Косово и Метохија [13] | 608 | 35 | / | 33 | 48 |
| Република Српска [22] | 536 | 41 | 3,4 | 47 | 26 |
| Словенија [23] | 318 | / | / | 73,8 | 25,1 |
| Хрватска[23] | 650 | 62 | 5,4 | 74 | 39 |
| Свет [24] | 400 | 30 | / | 35 | / |

Трансфер је процес којим се прерасподељују радионуклиди из земљишта на коме се развијају (узгајају) до других делова биљака који нису били контаминирани директно. Трансфер фактор (TF) се дефинише као однос концентрације активности датог радионуклида у биљци (Bq/kg) и концентрације активности у земљи (Bq/kg) за сушене узорке биљака и земљишта [25]:

$$TF = \frac{Aktivnost_{biljke}}{Aktivnost_{zemljišta}} \quad (1)$$

Пренос радионуклида из земљишта у биљке зависи од физичких, хемијских и биолошких фактора. Те факторе одређују особине радионуклида, тип биљне културе и карактеристике земљишта [26]. Што се тиче резултата мерења како су остали фактори исти, трансфер фактор за $^{40}$K већи је од 1,0 у већини анализираних узорака и средња вредност износи 1,734. Калијум је највише акумулиран у лишћу (мајчина душица, планински чај) и у плодовима поврћа са највећом концентрацијом од 914 Bq/kg у парадајзу, у пасуљу, док је мање акумулиран у плодовима воћа, где је стабло посредник у трансферу из тла преко корена. Из табеле се види да је максимална вредност 5,98 а минимална 0,06.

Већа концентрација радионуклида у биљним узорцима у односу на узорке земљишта указује на механизме акумулације из земље преко корена и фолијарне депозиције из атмосфере.

Насупрот калијуму, торијум се више акумулира у воћу него у плодовима поврћа када је испод границе детекције. Уран $^{235}$U и $^{226}$Ra су испод прага детекције у већини узорака. Цезијум $^{137}$Cs се депонује у свим деловима биљака. Опште је

прихваћено да Cs улази у биљку углавном преко K транспортног система. Биљке не могу да направе разлику између $^{40}$K и $^{137}$Cs у процесу преузимања зато што имају заједничке хемијске особине и припадају истој групи периодног система. Ово може да се објасни помоћу дискриминационог фактора (DF) који се дефинише као

$$DF = \frac{TF_{Cs}}{TF_{K}} \quad (2)$$

где су $TF_{Cs}$ и $TF_{K}$ трансфер фактори за $^{137}$Cs и $^{40}$K. Како су вредности за DF мање од јединице, указује на то да се $^{40}$K лакше и ефикасније апсорбује од $^{137}$Cs. Резултати су представљени у табели 1 и показују да је DF изузев за један узорак (нар – семе, чији је DF 9,8) у интервалу између 0,08 и 0,49 типичан.

Релативно је слаба корелација између радионуклида у земљишту и узорцима биљака код радијума, торијума и цезијума, док је код калијума релативно слаба и негативна, а незнатна и негативна код $^{235}$U.

## 4. ЗАКЉУЧАК

Резултати овог истраживања су указали на способност акумулације $^{40}$K, $^{232}$Th, $^{235}$U, $^{226}$Ra и $^{137}$Cs од стране испитиваних узорака, што је од значаја код процене преноса радионуклида кроз ланац исхране. Пренос радионуклида кроз испитиване узорке значајно варира. Тај однос зависи од врсте радионуклида и врсте узорка.

Калијум $^{40}$K је детектован у свим узорцима земљишта и биљака, са максималном концентрацијом у биљном од 914 Bq/kg, која је изнад наведених литературних података. Торијум $^{232}$Th, уран $^{235}$U и радијум $^{226}$Ra нису детектовани у већини узорака, а детектоване вредности за торијум су уобичајене, а за уран и радијум веће од литературних. Цезијум је детектован у већини узорака.

Резултати су показали да је удео радионуклида у укупној активности у земљишту у просеку чиме су потврђени литературни подаци.

## 5. ЗАХВАЛНОСТ

Финансијска подршка од Министарства за просвету, науку и технолошки развој Републике Србије на основу пројекта Р – III41028 и III43002**.**

## 6. ЛИТЕРАТУРА

[1] UNSCEAR (2000) United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and effects of ionizing radiation. UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, with scientific annexes.

[2] D. Todorović, D. Popović, J. Ajtić, J. Nikolić. Leaves of higher plants as biomonitors of radionuclides ($^{137}$Cs, $^{40}$K, $^{210}$Pb and $^{7}$Be) in urban air. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20, 2013, 525-532.

[3] B. Gajić. Fizika zemljišta. Univerzitet u Beogradu, 2006. Poljoprivredni Fakultet, Beograd.

[4] D. Todorović, D. Popović, J. Ajtić, J. Nikolić. Leaves of higher plants as biomonitors of radionuclides ($^{137}$Cs, $^{40}$K, $^{210}$Pb and $^{7}$Be) in urban air. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20, 2013, 525-532.

[5] I.Bikit, Lj.Čonkić. Jonizujuće zračenje u prirodi, Institut za fiziku, PMF Novi Sad

[6] UNSCEAR, Ionizing radiation: Sources and biological effects. Report to the General Assembly, with Scientific Annexes, United Nations, New York, 1982
[7] E. Van der Stricht, R. Kirchmann. Radiooecology, Radioactivity and Ecosystems. Oupeye, Belgium, 2001.
[8] UNEP, 2000. NATO confirms to the UN use of depleted uranium during the Kosovo Conflict. Press Rrelese, 21 March 2000.
[9] G. Milić. Indoor distribution of radon in some regions of Kosovo and Metohija PhD dissertation, Kosovska Mitrovica, 2003.
[10] G. Milic, I.V. Yarmoshenko, B. Jakupi, M. Kovacevic, Z.S. Žunic. Indoor radon measurements in Kosovo and Metohija over the period 1995–2007. *Radiat. Meas.* 46, 2011, 141–144.
[11] Lj. Gulan, G. Milic, P. Bossew, Y. Omori, T. Ishikawa, R. Mishra, Y.S. Mayya, Z. Stojanovska, B. Vuckovic and Z. S. Zunic. Field experience on indoor radon, thoron and their progenies with solid state detectors in a survey of Kosovo and Metohija. *Radiat. Prot. Dosimetry.* 152 (1-3), 2012, 189-197
[12] Ljiljana Gulan, Gordana Milic, Peter Bossew, Yasutaka Omori, Tetsuo Ishikawa, Rosaline Mishra, YS Mayya, Zdenka Stojanovska, Biljana Vuckovic and Zora S. Zunic: *Field experience on indoor radon, thoron and their progenies with solid state detectors in a survey of Kosovo and Metohija Radiat Prot Dosimetry (2012) 152 (1-3): 189-19*
[13] Љ. Гулан, *Мерења радионуклида у тлу и радона у затвореним просторијама на Косову и Метохији*, Докторска дисертација, Крагујевац, 2014.
[14] G. Milic, Lj. Gulan, P. Bossew, B. Vuckovic, Z. S. Zunic, Indoor Radon Mapping: a Survey of Residential Houses of Kosovo and Metohija. *Romanian Journal of Physics*. 58, Supplement, P, 2013, S180-S188.
[15] K. Debertin, R.G. Helmer. Gama and X-ray spectrometry with semiconductor detectors, North-Holand, Amsterdam-Oxford-New York-Tokyo, 1988.
[16] G.K. Pantelić, Gama spectrometar calibration with natural radioactive materials, Nucl. Instr. Methods Phys. Res. A 369 (1996) 572 – 573.
[17] Sarap Natasa B Jankovic Marija M Todorovic Dragana J Nikolic Jelena D Kovacevic Milojko S Environmental radioactivity in southern Serbia at locations where depleted uranium was used ARCHIVES OF INDUSTRIAL HYGIENE AND TOXICOLOGY, (2014), vol. 65 br. 2, str. 189-197
[18] Ј. Јоксић, М. Раденковић, Д. Тодоровић РАДИОАКТИВНОСТ БИЉНИХ КУЛТУРА У ОКОЛИНИ ТЕРМОЕЛЕКТРАНЕ »НИКОЛА ТЕСЛА« ИНН "Винча" *ZBORNIK RADOVA*. XXIII SIMPOZIJUM *DZZSCG*. 26 – 28. septembar, *2005*.
[19] Институт за медицину рада и радиолошку заштиту "Др Драгомир Карајовић" Радиоактивност животне средине у републици Србији у 2002. години-Извештај, Београд, април 2002. године
[20] Ištvan Bikit, Nataša Todorović, Dušan Mrđa, Sofija Forkapić, Nikola Jovančević, Jovana Nikolov, Jan Hansman MERENJE RADIOAKTIVNOSTI ZEMLJIŠTA NA TERITORIJI AP VOJVODINE U 2010. GODINI ZAVRŠNI IZVEŠTAJ Novi Sad, decembar 2010.
[21] El-Kamel, A Abbady, *S Harb*, AMM Youssef, II Saleh ... Measurement of the radioactivity of *226Ra*, *210Pb*, *228Th*, *232Th*, *228Ra*, *137Cs* and *40K* in *tea using gamma-spectrometry*. *S Harb*. *Journal* of *Radioanalytical* and *Nuclear Chemistry 274* (*1*), *63-66*, *2007*.

[22] Janković M, Todorović D, Savanović M. Radioactivity measurements in soil samples collected in the Republic of Srpska. Radiat Meas 2008;43:1448-52. doi: 10.1016/j. radmeas.2008.03.004
[23] Vaupotič J, Barišić D, Kobal I, Lulić S. Radioactivity and radon potential of the terra rossa soil. Radiat Meas 2007;42:290-7. doi: 10.1016/j.radmeas.2007.01.034
[24] UNSCEAR, United Nation Scientific Committe on the Effects of Atomic Radiation, *Sources and effects of ionizing radiation. Annex B: Exposure of the public and workers from various sources of radiation*. UNSCEAR, 2008. United Nations, New York, 2010
[25] International Atomic Energy Agency, *Quantification of Radionuclide Transfers in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments*, IAEA-TECDOC-1616, IAEA, Vienna (2009)
[26] IAEA, International Atomic Energy Agency, Classification of Soil Systems on the Basis of Transfer Factors of Radionuclides from Soil to Reference Plants, IAEATECDOC-1497, IAEA, Vienna (2006)., IAEA, Vienna (2006)

# CONCENTRATION OF RADINUCLIDES IN PLANT AND LAND SAMPLES FROM PRIZREN AREA

**Gordana MILIĆ, Ljiljana GULAN, Biljana VUČKOVIĆ and Bajram JAKUPI**
*University of Pristina, Faculty of Natural Science, 38220 Kosovska Mitrovica, Serbia*
*gordana.milic@pr.ac.rs*

***ABSTRACT***
*The specific activities of natural radionuclides $^{40}K$, $^{232}Th$, $^{235}U$, $^{226}Ra$ and artificial radionuclide $^{137}Cs$ were measured in dry samples of different plants as well as in the urban soil which plants originate, and from unpopulated areas in the region of Prizren. Measurements of specific activity in all samples were performed on HPGe coaxial detector type by spectrometry of gamma radiation. Maximum activity concentrations of $^{232}Th$, $^{235}U$ and $^{226}Ra$ were measured in a mountain tea and it amounted 45 Bq/kg, 11 Bq/kg and 99 Bq/kg, respectively. A maximum accumulated activity of $^{137}Cs$ was for the hawthorn fruits (48 Bq/kg), and the maximum value of the concentration of $^{40}K$ was measured in tomato (914 Bq/kg). Calculated transfers factors of radionuclides from the soil to different crop plants were in the range of 0.06-1.365 for $^{40}K$. The concentrations of $^{232}Th$, $^{235}U$, $^{226}Ra$ and $^{137}Cs$ were below detection limits in some plant samples and in the soil, and the maximum value of the transfer factors were 0.30, 2.5, 0.33 and 0.59 respectively.*

# ИНТЕРНА КОНТРОЛА КВАЛИТЕТА КОРИШЋЕЊА РЕФЕРЕНТНИХ МАТЕРИЈАЛА

**Ирена ТАНАСКОВИЋ, Сузана БОГОЈЕВИЋ, Весна АРСИЋ, Јована ИЛИЋ**
*Институт за медицину рада Србије "Др Драгомир Карајовић", Делиградска 29, 11000 Београд, Србија, irena.tanaskovic@institutkarajovic.rs*

***САДРЖАЈ***
*Акредитована лабораторија је у обавези да испуни захтеве међународног стандарда за компетентност лабораторијских испитивања и еталонирања [1]. У раду су коришћени референтни материјали који су различито припремани у истим геометријама. Приказани су резултати мерења бета активности на алфа-бета пропорционалном гасном бројачу PIC-WPC-9550, сертификованог референтног материјала $^{90}Sr$ који је на планшету нанет електродепозицијом и референтног материјала KCl који је на планшету нанет ручно и равномерно расподељен по површини уз помоћ органског растварача у коме је растворен полимер. На основу тих мерења израчунате су ефикасности за бета зрачење, чије је релативно одступање мање од 5%. С обзиром да се лабораторијски узорци не припремају електродепозицијом на плашети, већ ручним наношењем прашкасте супстанце, ова испитивња су потврдила оправданост коришћења сертификованог референтног материјала $^{90}Sr$ за калибрацију алфа-бета бројача. Такође су приказани резултати међународне интеркомпарације у организацији Међународне агенције за атомску енергију (ALMERA) за укупну бета активност у узорку воде, чиме је лабораторија потврдила своју компетентност испитивања, као и добру калибрацију алфа-бета бројача.*

## 1. УВОД

Акредитована лабораторија мора да поседује процедуре за управљање квалитетом ради праћења ваљаности обављених испитивања, еталонирања и калибрација. То праћење може да обухвати: правилну употребу оверених-сертификованих референтних материјала и/или интерну контролу квалитета коришћењем секундарних референтних материјала и учешће у програмима међулабораторијских поређења или програмима испитивања оспособљености [1].
Референтни материјал који се користи за калибрацију уређаја за мерење радиоактивности треба да задовољи карактеристике лабораторијских узорака који се мере, као што су густина, количина и геометрија. Правилна припрема лабораториског узорка, добар избор референтног материјала и правилна калибрација уређаја обезбеђују поуздан резултат.

## 2. МАТЕРИЈАЛ И ОПРЕМА

У раду су коришћени референтни материјали који су различито припремани у истим геометријама, за одређивање ефикасности бета зрачења. Сертификовани референтни материјала $^{90}Sr$ активности 192,7 Bq је на планшету нанет електродепозицијом, број сертификата 931-OL-222/04. Референтни материјал KCl је припремљен у лабораторији, KCl је жарен на $105^0C$, иситњен у авану и ручно нанет на планшету [2]. На овај начин је добијен ситан прах, сличан праху који добијамо

код припремања лабораторијских узорака за мерење. Да би добро уситњен KCl био равномерно расподељен по површини планшете коришћен је органски растварач у коме је растворен полимер. Органски растварач после кратког времена испари, а врло мала количина полимера учвсти прашкасти узорак KCl за подлогу планшете. Исте планшете пречника 5 cm на којима су нанесени поменути референтни материјали користе се за наношење лабораторијских узорака приликом мерења. Мерења укупне бета активности вршена су на нискофонском алфа-бета пропорционалном гасном бројачу PIC-WPC-9550 ефикасности 42% за бета зрачење, произвођача Protean Instrument Corporation. Бројач користи у процесу рада смешу гасова 10% метана и 90% аргона. У процесу мерења се користи софтвер „VISTA 2000“.

## 3. РЕЗУЛТАТИ И ДИСКУСИЈА

За припрему референтног материјала KCl коришћена је маса од 165 mg до 228 mg соли KCl, која се уобичајено ставља на планшете приликом мерења лабораторијских узорака. За израчунавање ефикасности бета зрачења коришћена је следећа једначина [2]:

$$\varepsilon_s = \frac{(R_s - R_0)}{m \times 14.4} \times 1000 \qquad (1)$$

где је:

$\varepsilon_s$ - ефикасност бета зрачења
$R_s$ – број импулса у секунди узорка KCl
$R_o$ - број импулса у секунди основне активности
m - маса KCl на планшети у mg

У табелама 1 и 2 су приказани резултати.

**Табела 1. Ефикасност бета зрачења за узорке KCl масе до 200 mg**

| **Серија I** | **m KCl (mg)** | **KCl (imp/s)** | **Fon (imp/s)** | **$\varepsilon_s$ beta** |
|---|---|---|---|---|
| | 165 | 1,074 | 0,006 | 0,449 |
| | 165 | 1,081 | 0,007 | 0,452 |
| | 165 | 1,044 | 0,009 | 0,436 |
| **Сред. вред.** | 165 | 1,066 | 0,007 | 0,446 |
| **Серија II** | **m KCl (mg)** | **KCl (imp/s)** | **Fon (imp/s)** | **$\varepsilon_s$ beta** |
| | 190 | 1,227 | 0,006 | 0,446 |
| | 190 | 1,212 | 0,007 | 0,441 |
| | 190 | 1,219 | 0,009 | 0,442 |
| **Сред. вред.** | 190 | 1,219 | 0,007 | 0,443 |
| **Серија III** | **m KCl (mg)** | **KCl (imp/s)** | **Fon (imp/s)** | **$\varepsilon_s$ beta** |
| | 195 | 1,252 | 0,006 | 0,444 |
| | 195 | 1,216 | 0,007 | 0,431 |
| | 195 | 1,203 | 0,009 | 0,425 |
| **Сред. вред.** | 195 | 1,224 | 0,007 | 0,433 |

**Табела 2. Ефикасност бета зрачења за узорке KCl масе од 200 mg**

| Серија IV | m KCl (mg) | KCl (imp/s) | Fon (imp/s) | $\varepsilon_s$ beta |
|---|---|---|---|---|
| | 200 | 1,264 | 0,006 | 0,437 |
| | 200 | 1,276 | 0,007 | 0,440 |
| | 200 | 1,299 | 0,007 | 0,449 |
| **Сред. вред.** | 200 | 1,280 | 0,007 | 0,442 |
| **Серија V** | **m KCl (mg)** | **KCl (imp/s)** | **Fon (imp/s)** | **$\varepsilon_s$ beta** |
| | 208 | 1,320 | 0,006 | 0,439 |
| | 208 | 1,302 | 0,007 | 0,432 |
| | 208 | 1,271 | 0,007 | 0,422 |
| **Сред. вред.** | 208 | 1,298 | 0,007 | 0,431 |
| **Серија VI** | **m KCl (mg)** | **KCl (imp/s)** | **Fon (imp/s)** | **$\varepsilon_s$ beta** |
| | 228 | 1,478 | 0,006 | 0,448 |
| | 228 | 1,486 | 0,007 | 0,451 |
| | 228 | 1,497 | 0,007 | 0,454 |
| **Сред. вред.** | 228 | 1,487 | 0,007 | 0,451 |

Добијена средња вредност ефикасности за бета зрачење коришћењем мерења узорака KCl различитих маса у свим серијама је 44,1%. У последњем Уверењу о интерној калибрацији алфа-бета бројача PIC-WPC-9550 од 02.08.2016. године за ефикасност бета зрачења добијена је ефикасност 42,0%, коришћена су мерења сертификованог референтног материјала $^{90}$Sr у периоду од 01.09.2015. год. до 02.08.2016. године. Релативно одступање ефикасности бета зрачења је 4,9%. Лабораторија је у својој пракси прихватила коришћење сертификованог референтног материјала $^{90}$Sr за одређивање ефикасности бета зрачења алфа-бета бројача PIC-WPC-9550.

Још један начин интерне провере коришћења референтних материјала је учешће у програмима међулабораторијских поређења. Одељење за радиоекологију је у 2015. и 2016. години учествовало у активностима Међународне агенције за атомску енергију (МААЕ) по програму Мреже аналитичких лабораторија за мерење радиоактивности у животној средини (ALMERA). Поред осталих анализа рађено је одређивање укупне бета активности у води, чији су резултати и оцена резултата у поређењу са резултатима МААЕ приказани у табели 3.

**Табела 3. Резултати укупне бета активности у води и оцена резултата Института за медицину рада Србије (ИМРС) у поређењу са МААЕ**

| Узорак воде | укупна бета активности (Bq/kg) | | |
|---|---|---|---|
| ALMERA | МААЕ | ИМРС | Прихватљив |
| PT IAEA-TEL-2015-04 | 51 ± 11 | 44 ± 1 | A |
| PT IAEA-TEL-2016-04 | 58± 17 | 60 ± 2 | A |

Резултати укупне бета активности у извештају теста су прихваћени (A) узимајући у обзир и тачност и прецизност добијених лабораторијских резултата. Овако прих-

ваћен резултат укључује поред осталог и добру калибрацију алфа-бета бројача, тј. правилан избор референтног материјала.

## 4. ЗАКЉУЧАК

У овом раду је испитана могућност коришћења сертификованог референтног материјала који није припремљен на исти начин као лабораторијски узорак за мерење. Узорак припремљен електродепозицијом планшету покрива равномерно по целој површини, што није случај са ручним наношењем лабораторијских узорака. Коришћењем референтних материјала $^{90}$Sr и KCl за израчунавање ефикасности бета зрачења добијено је релативно одступање од 4,9%. Лабораторија је прихватила коришћење сертификованог референтног материјала $^{90}$Sr за калибрацију алфа-бета бројача за бета зрачење. Разлог коришћења овог сертификованог референтног материјала је у његовој постојаности, тј. нема евентуалног оштећења приликом коришћења, као што би био случај приликом коришћења ручно нанесеног праха KCl на планшету. Прихватање резултата укупне бета активности воде у међународној интеркомпарацији у организацији МААЕ, такође потврђује добру калибрацију алфа-бета бројача.

## 5. ЛИТЕРАТУРА

[1] SRPS ISO/IEC 17025, 2006 (тачка 5.9.1)
[2] ISO 9697 Water quality-Measurement of gross beta activity in non-saline water, 1992 (тачке 4.2, 7.5 i 8.1)

# INTERNAL QUALITY CONTROL OF THE USE OF REFERENCE MATERIALS

**Irena TANASKOVIĆ, Suzana BOGOJEVIĆ, Vesna ARSIĆ, Jovana ILIĆ**
*Institute of Occupational Health of Serbia "Dr Dragomir Karajović", Deligradska 29, 11000 Belgrade, Serbia, irena.tanaskovic@institutkarajovic.rs*

***ABSTRACT***
*This paper presents the Internal Quality Control (IQC) using reference materials KCl and $^{90}$Sr, in order to determine the efficiency of beta radiation of low background, alpha/beta gas proportional counter PIC WPC-9550. Relative deviation of beta radiation efficiency was 4.9%. The Laboratory uses certified reference material $^{90}$Sr, which was electrplted, regardless of the fact that laboratory samples are applied manually. The reason for using this certified reference material was its physical suitability, ie. there is no possible damage during use, as would be in the case of manually-applied KCl powder on a tablet. The results of proficiency test organized by the International Atomic Energy Agency (ALMERA) for the total beta activity of a water sample are also shown, which confirmed laboratory competence for tests, as well as good calibration of the alpha-beta counter.*

# ODREĐIVANJE SPECIFIČNE AKTIVNOSTI TRICIJUMA U UZORCIMA VODE I PADAVINA IZ OKOLINE JP „NUKLEARNI OBJEKTI SRBIJE"

**Marija LEKIĆ, Nevena ZDJELAREVIĆ i Nataša LAZAREVIĆ**
*Javno preduzeće „Nuklearni objekti Srbije", Beograd, Srbija,*
*marija.lekic@nuklearniobjekti.rs*

***SADRŽAJ***
*Tricijum je radionuklid čije se prisustvo u životnoj sredini u okolini nuklearnih postrojenja, posebno teškovodnih, pažljivo prati. Cilj ovog rada je određivanje specifične aktivnosti tricijuma u vodenim uzorcima pomoću niskofonskog tečnog scintilacionog detektora, Quantulus 1220. Analizirani su uzorci površinskih voda sa nekoliko lokacija u blizini JP "Nuklearni objekti Srbije" iz potoka Mlake i reke Dunava, i uzorci mesečnih padavina prikupljenih na lokaciji JP „Nuklearni objekti Srbije" u toku 2016. godine. Dobijeni rezultati ispitivanja površinskih voda i padavina pokazuju dobro slaganje sa prosečnim godišnjim vrednostima koje su ispod dozvoljenih granica.*

## 1. UVOD

Tricijum je radioaktivni izotop vodonika sa periodom poluraspada od 12,32 godine. Raspada se čistim beta raspadom uz oslobađanje β čestice maksimalne energije od 18,6 keV [1]. U prirodi nastaje interakcijama kosmičkog zračenja sa molekulima gornjih slojeva atmosfere [2], reakcijom $^{14}N(n, T)^{12}C$, a zatim dospeva na površinu zemlje u obliku padavina. Tricijum koji se danas meri nije u potpunosti kosmičkog porekla. Velika količina ovog izotopa nastala je čovekovim uticajem, odnosno oslobađanjem tricijuma tokom testiranja nuklearnog oružja u periodu od 1952-1968. godine. Procenjuje se da je oko $1,67 \cdot 10^{20}$ Bq $^{3}H$ ispušteno u atmosferu prilikom testiranja nuklearnog oružja [3]. Tricijum takođe nastaje u procesima prerade iskorišćenog nuklearnog goriva, kao i u teškovodnim nuklearnim reaktorima putem nuklearnih reakcija. Ova postrojenja oslobađaju tricijum u obližnje površinske vode pa koncentracija tricijuma u njihovoj okolini može biti povećana. Praćenjem prisustva tricijuma u površinskim vodama i padavinama, vrši se monitoring nuklearnih postrojenja kako bi se uočilo ispuštanje i sprečila eventualna kontaminacija okoline. Prirodna koncentracija u kišnicama u centralnoj Evropi pre nuklearnih testova kretala se od 0,5 do 5 tricijumskih jedinica (T.U., Tricijumska jedinica se definiše kao 1 T.U. = 1 atom $^{3}H/10^{18}$ atoma H). Čovekov uticaj doveo do povećanja ovih vrednosti sa maksimumom od 5000 T.U. izmerenim 1963. godine [4]. Analiza tricijuma pored javne žaštite ima primenu u hidrogeologiji, određivanju starosti bunara, protoka vode, brzine vodotokova kao i praćenju reka ponornica.

Tricijum kao izotop vodonika gradi hemijske veze sa drugim elementima na isti način kao i vodonik, od kojih je najznačajnija sa kiseonikom kada nastaje tricijumska voda, $^{1}H^{3}HO$ ili HTO. Jednom kada dospe u atmosferu deponuje se u zemljištu i lako ulazi u sastav biljaka i drugih živih oragnizama jer migrira sa vodom. Tricijum, pored toga sto je slab beta emiter i spada u najmanje opasne radionuklide, može izazvati zdravstvene probleme ukoliko uđe unutar živog organizma jer je hemijski identičan kao i vodonik.

Prema propisima Evropske Komisije gornja granica koncentracije tricijuma u vodi je 100 Bq/l [5]. Veće vrednosti bi moge da ukažu na ispuštanje tricijuma u okolinu iz

nuklearnih postrojenja ili na ilegalno testiranje nuklearnog oružja pa su potrebne dalje analize kako bi se utvrdilo eventualno prisustvo drugih radionuklida u vodi. Distribucija tricijuma u padavinama, rečnim vodama, vazduhu i atmosferskim vodenim parama, posmatra se na području Beograda još od 1976. godine [6].
Na lokaciji Javnog preduzeća "Nuklearni objekti Srbije" u Vinči (u blizini Dunava, 7 km jugoistočno od Beograda) nalazi se istraživački reaktor RA koji je stavljen van pogona 1986. godine. Uprkos prestanku rada i dalje je potencijalni izvor tricijuma. Teška voda koja je korišćena kao moderator je drenirana i odložena u rezervoare 1987. godine [6]. Zbog rada sistema za ventilaciju u hali reaktora može doći do ispuštanja tricijuma u obliku vodene pare. Kroz ventilacioni dimnjak kreaktora RA može doći do potencijalnog ispuštanja tricijuma u atmosferu, što može dovesti do pavećanih aktivnosti tricijuma u padavinama u okolini JP NOS. Praćenjem prisustva tricijuma u površinskim vodama i padavinama vrši se monitoring u okolini Javnog preduzeća "Nuklearni objekti Srbije", kako bi se procenila distribucija tricijuma i vršila procena uticaja nuklearnih objekata na okolinu.
Za detekciju tricijuma koriste se gasni proporcionalni brojači i tečni scintilacioni detektori. Pogodnija metoda za merenje vodenih uzoraka je tečna scintilaciona spektrometrija (LSC) zbog merenja niskih aktivnosti jer ima nižu granicu detekcije kao i zbog lakše pripreme uzoraka za imerenje, direktnog mešanja uzoraka sa tečnim scintilacionim koktelom i veće efikasnosti brojanja.
U ovom radu analizirani su uzorci površinskih voda iz potoka Mlake i reke Dunava sa nekoliko lokacija u blizini Javnog preduzeća "Nuklearni objekti Srbije" (JP NOS), i uzorci mesečnih padavina prikupljenih na lokaciji JP NOS u toku 2016. godine. Svi uzorci su mereni pomoću niskofonskog tečnog scintilacionog detektora, Quantulus 1220.

## 2. EKSPERIMANTALNI DEO

Laboratorija u okviru Odeljenja za ispitivanje radioaktivnosti i zaštitu životne sredine, JP NOS iz Beograda, opremljena je ultra–niskofonskim tečnim scintilacionim detektorom *Quantulus 1220*, proizvođača *Perkin Elmer*. Detektor sadrži dva fotomultiplikatora i ima mogućnost registrovanja koincidentnih događaja, odnosno razlikovanja fona od pravih događaja i sumiranja istovremenih događaja što omogućava detekciju niskoenergetskih radionuklida. Uređaj poseduje sopstveni sistem redukcije pozadinskog zračenja, koji se sastoji od aktivne i pasivne zaštite. Aktivnu zaštitu čini tečni scintilator na bazi mineralnog ulja, dok je pasivna zaštita napravljena od olova, bakra i kadmijuma. Sistem poseduje PSA (*Pulse Shape Analysis*) – analizator oblika impulsa i PAC (*Pulse Amplitude Comparator*) – komparator amplituda impulsa. Quantulus ima ugrađen eksterni standard (gama izvor, $^{152}$Eu) [7] koji služi za određivanje efikasnosti merenja sistema sa odgovarajućim kalibracionim krivama kao i za određivanje efekta prigušenja (quenching), SQP(E) parametar.
Uzorci površinskih voda uzimani su sa tri različite lokacije duž potoka Malka, i sa dve lokacije na reci Dunav u blizini JP NOS, dok su uzorci mesečnih padavina prikupljeni na lokaciji JP NOS u toku 2016. godine, u periodu od šest meseci.
Potok Malka izvire izvan granice nuklearnih objekata i protiče jednim svojim delom kroz lokaciju JP NOS a dalje se uliva u reku Bolečicu, koja se potom uliva u reku Dunav. Prva tačka uzorkovanja na potoku Mlaka je mesto pre bilo kakvog uticaja nuklearnih objekata na okolinu, dok su druge dve tačke uzorkovanja na lokaciji JP

NOS. Četvrta i peta tačka uzorkovanja su na reci Dunav, 1 km udaljene uzvodno i nizvodno od ušća Bolečice u Dunav (Slika 1). Prve tri lokacije su izabrane zbog uticaja nuklearnih objekata na okolinu, dok su druge dve izabrane i zbog mogućeg uticaja nuklearnih elektrana iz susednih zemalja (NE Pakš, Mađarska i NE Krško, Slovenija). Padavine su prikupljane u periodu od marta do avgusta 2016. godine u kišomeru postavljenom u centru lokacije JP NOS.




**Slika 1. Lokacije uzorkovanja površinskih voda**

Svi uzorci su pripremljeni prema proceduri opisanoj u standardnoj test metodi međunarodnog standarda ASTM D4107–08 [8]. Uzorci su prvo filtrirani kroz Whatman filter papir, a zatim destilovani. U ovoj test metodi uzorci su tretirani natrijum–hidroksidom i kalijum–permanganatom. Alkalni tretman sprečava ostale radionuclide, kao što su jod i ugljenik, da pređu u destilat zajedno sa tricijumom. Tretiranje permanganatom omogućava osidaciju organskih tragova iz vode koji mogu da izazovu kvenčing (quenching) odnosno prigušenje, pojavu kod koje dolazi do smanjenja efikasnosti usled prisustva nečistoća i obojenih materija u uzorku (sprečavanju transfer energije i mogu apsorbovati emitovane fotone).
Nakon destilacije uzorci su mešani sa scintilacionim koktelom, *UltimaGold LLT* u odnosu 8 ml uzorka sa 12 ml koktela i odmeravani u polietilenskim bočicama od 20 ml. Kao "background" uzorak za određivanje fona, korišćena je destilovana voda iz dubokog bunara sa niskim sadržajem tricijuma. Za izračunavanje efikasnosti pod istim uslovima meri se i standardni rastvor tricijuma – rastvor poznate koncentracije aktivnosti od 15,9 Bq/ml, koji je pripremljen od destilovane vode niskog sadrzaja tricijuma i tricijumskog izvora poznate aktivnosti 127 Bq (*Tritiated Water Internal Standard – Perkin Elmer*). Način pripreme standarda i "backgrounda" je isti kao i priprema uzoraka. U svakom setu merenja, mere se zajedno "background" i standard sa uzorcima kako bi svi bili mereni u istim uslovima.
Efikasnost detekcije (ε) izračunava se preko izraza:

$$\varepsilon = \frac{R_{DWTS} - R_b}{A_{DWTS}} \tag{1}$$

gde su: $A_{DWTS}$ – poznata aktivnost standarda tricijuma [Bq], $R_{DWTS}$ – brzina odbroja standarda tricijuma [$s^{-1}$], $R_b$ – brzina odbroja fona [$s^{-1}$].

Specifična aktivnosti tricijuma uzorka izračunava se pomoću formule:

$$A = \frac{R_a - R_b}{\varepsilon \cdot F \cdot V \cdot e^{-\lambda t}} \tag{2}$$

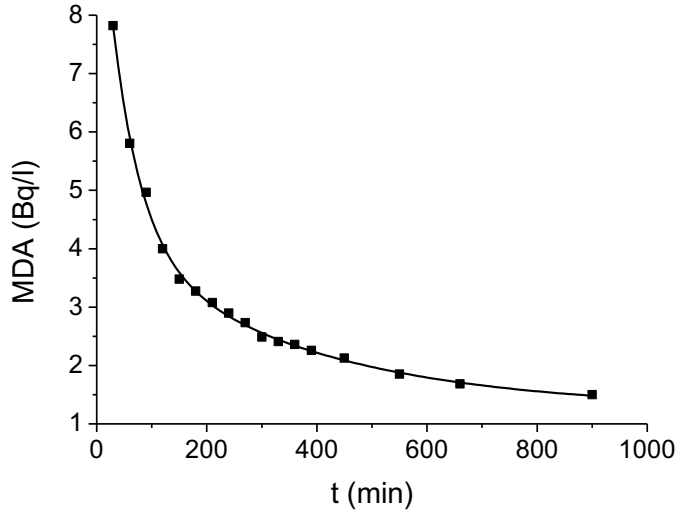
gde su: $R_a$ – brzina odbroja uzorka [$s^{-1}$], F – korekcioni (recovery) faktor koji definiše koliko se tricijuma gubi destilacijom (u konkretnim merenjima iznosi 0,9), V – zapremina uzorka [l], λ – konstanata raspada tricijuma, t – vreme proteklo od uzorkovanja do merenja.
Granica detekcije, odnosno minimalna detektibilna aktivnost (MDA) izračunata je prema formuli:

$$MDA = \frac{2.71 + 3.29\sqrt{R_b \cdot t_a \cdot \left(1 + \frac{t_a}{t_b}\right)}}{\varepsilon \cdot t_a \cdot F \cdot V \cdot e^{-\lambda t}} \tag{3}$$

gde su: $t_a$ – vreme merenja uzorka [s] i $t_b$ – vreme merenja backgrounda [s].

## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

U ovom radu izmerena je specifična aktivnost tricijuma 5 uzoraka površinskih voda i 6 uzoraka padavina. Svi uzorci su destilovani u tri serije i izračunata je srednja vrednost specifične aktivnosti tricijuma. Nakon destilacije i mešanja sa koktelom svi uzorci, "background" i standard, ostavljeni su da odstoje 9h na tamnom mestu pre merenja.
U našim merenjima prozor tricijuma je podešen na kanale od 1–260. Na slici 2. prikazana je zavisnost granice detekcije (MDA) od vremena brojanja. Za ukupno vreme merenja od 300 min, dobijena je MDA vrednost od 2,4 Bq/l. Efikasnost detekcije u konkretnim merenjima iznosi (36 ± 1)%.




**Slika 2. Zavisnost granice detekcije od vremena brojanja**

Rezultati merenja 5 uzoraka površinskih voda iz potoka Malke i reke Dunav (prema lokacijama obeleženim na slici 1) prikazani su u tabeli 1, dok su rezultati merenja uzoraka mesečnih padavina (od marta do avgusta 2016. godine) sakupljenih u centru lokacije JP NOS, prikazani u tabeli 2.

**Tabela 1. Specifične aktivnosti tricijuma u izmerenim uzorcima vode iz potoka Mlake i reke Dunav**

| Broj | Lokacija | Koncentracija aktivnosti $^3$H [Bq/l] |
|---|---|---|
| 1. | Mlaka, tačka 1 | < MDA |
| 2. | Mlaka, tačka 2 | 12,2 ± 0,8 |
| 3. | Mlaka, tačka 3 | 14,8 ± 0,8 |
| 4. | Dunav, tačka 1 | 11,8 ± 0,8 |
| 5. | Dunav, tačka 2 | 12,2 ± 0,8 |

Vrednosti specifične aktivnosti tricijuma u površinskim vodama Mlake i Dunava kreću se u intervalu od MDA do 14,8 Bq/l. U prvoj tački uzorkovanja, na potoku Mlaka (koja je van uticaja nuklearnih objekata), specifična aktivnost tricijuma je ispod MDA vrednosti, dok su vrednosti za ostala četiri uzorka površinskih voda povećane što može biti posledica blizine reaktora RA. Svi dobijeni rezultati merenja su u skladu sa godišnjim koncentracijama aktivnosti $^3$H prikazanim u [9] i [10]. Prema pravilnku o granicama radioaktivne kontaminacije lica, radne i životne sredine i načinu sprovođenja dekontaminacije iz 2011. godine, granična vrednost sadržaja $^3$H u vodi za piće je $1{,}0\times10^5$ Bq/m$^3$ [11]. Izmerene koncentracije tricijuma ne prelaze propisane granice.

**Tabela 2. Specifične aktivnosti tricijuma u izmerenim uzorcima kišnica sakupljenih na centru lokacije tokom 6 meseci**

| Broj | Mesec (2016. godina) | Koncentracija aktivnosti $^3$H [Bq/l] |
|---|---|---|
| 1. | Mart | 3,1 ± 0,7 |
| 2. | April | 4,0 ± 0,8 |
| 3. | Maj | 5,2 ± 0,7 |
| 4. | Jun | 5,9 ± 0,7 |
| 5. | Jul | 3,0 ± 0,7 |
| 6. | Avgust | < MDA |

Specifične aktivnosti $^3$H u uzorcima padavina kreću se u intervalu od granice detekcije do 5,9 [Bq/l]. U radovima se navodi da se godišnje prosečne koncentracije aktivnosti $^3$H u padavinama kreću u rasponu od 2,2 do 35,4 [Bq/l] [6], sa izrazitim maksimumom u letnjim mesecima, od maja do jula, koji odgovaraju uticaju intenzivnog mešanja u troposferi tokom proleća. Naši rezultati su pokazali dobro slaganje sa ovim iskazom. Rezultati specifične aktivnosti $^3$H u padavinama na lokaciji JP NOS su dva puta veći u odnosu na rezultate u uzorcima padavina iz referentne meteorološke stanice Beograda na Zelenom Brdu (2,63 ± 0,24) Bq/l [9] koja je udaljena 7 km od JP NOS, što može biti posladica ispuštanja tricijuma u obliku HTO u atmosferu.

## 4. ZAKLJUČAK

Izmerene specifične aktivnosti tricijuma kreću se intervalu od granice detekcije do 14,8 Bq/l u površinskim vodama Dunava i Mlake u blizini lokacije JP NOS, i u inervalu od granice detekcije do 5,9 Bq/l u uzorcima mesečnih padavina sakupljenih u centru

lokacije JP NOS, što je u skladu sa godišnjim vrednostima koncentracije aktivnosti tricijuma.
Iako su navedene koncentracije daleko ispod gornje granice za sadržaj tricijuma u vodi, nepohodno je kontinualno praćenje nivoa tricijuma u površinskim vodama i padavinama u cilju otkrivanja mogućeg povećanja koncentracije tricijuma u životnoj sredini usled uticaja rada nuklearnih objekata iz susednih zemalja.

## 5. LITERATURA


[1] L.L. Lucas, M.P Unterweger, Comprehensive review and critical evaluation of the half-life of tritium, *J. Res. Natl. Inst. Stand. Technol*. 105, 2000, 541–549.
[2] M.J. Madruga, M.M. Sequeria, A.R. Gomes, Determination of Tritium in Waters by Liquid Scintillation Counting, LSC 2008, *Advanes in Liquid Scintillation Spectrometry*. J. Eikenberg, Jaggi M., H. Beer, H. Baehrle (Eds.), 2008., 353–359.
[3] UNSCEAR, Sources and Effects of Ionizing Radiation, *United Nations Publications*, Vienna, Austria, 1977.
[4] D.G. Jacobs, Sources of tritium and its behaviour upon release to the environment, Report No. TDI–24635, U.S. Atomic Energy Commision, Washington, 1968.
[5] European Drinking Water Directive 98/83/EC of 3 November 1998 on the Quality of Water Intended for Human Consumption. European Commission, Official Journal Legislation 330, 1998.
[6] N. Miljevic, V. Sipka, A. Zunjic, D. Golobocanin, Tritium around the Vinca Institute of Nuclear Sciences, *Journal of Environmental Radioactivity*. 48, 2000, 303-315.
[7] Wallac 1220 Quantulus, Instrument Manual, Perkin Elmer, 2005.
[8] ASTM International, Standard Test Method for Tritium in Drinking Water, D410-08.
[9] J. Nikolov, N. Todorović, M. Jankovic, M. Vostinar, I. Bikit., Different Method for Tritium Determination in Surface Water by LSC, *Applied Radiation and Isotopes*. 71, 2013, 51-56.
[10] C. Varlam, I. Stefanescu, I. Vagner, I. Fcaurescu, Tritium Level Along Romanian Danube River Sector, *Proceedings of Third European IRPA Congress*, 2010.
[11] Pravilnik o granicama radioaktivne kontaminacije lica, radne i životne sredine i načinu sprovođenja dekontaminacije. Sl. Glasnik br. 38/2011, 2011.

# TRITIUM DETERMINATION IN SURFACE WATER AND PRECIPITATION SAMPLES IN THE ENVIRONMENT OF THE PC „NUCLEAR FACILITIES OF SERBIA”

**Marija LEKIĆ, Nevena ZDJELAREVIĆ and Nataša LAZAREVIĆ**
*Public Company „Nuclear Facilities of Serbia”, Belgrade, Serbia,*
*marija.lekic@nuklearniobjekti.rs*

***ABSTRACT***
*Tritium is a radionuclide whose presence in the environment around nuclear facilities has to be carefully monitored. The main aim of this paper was to determine tritium concentrations in water samples using low background liquid scintillation detector, Quantulus 1220. Surface water samples taken from Mlaka stream and Danube River on different locations near PC "Nuclear Facilities of Serbia", and monthly precipitation samples collected during 2016 on PC "Nuclear facilities of Serbia" site, were analyzed. The results obtained for surface water and precipitation samples showed good compliance with average annual values that are below the upper limit for tritium in water.*

# HOW TO ESTIMATE THE EFFECTIVE DOSE DUE TO INGESTION OF $^{14}C$

**Ines KRAJCAR BRONIĆ[1], Borut BREZNIK[2] and Benjamin ZORKO[3]**

*1) Ruđer Bošković Institute, Zagreb, Croatia, krajcar@irb.hr*

*2) Nuklearna elektrarna Krško, Vrbina, Slovenia, borut.breznik@nek.si*

*3) Jožef Stefan Institute, Ljubljana, Slovenia, benjamin.zorko@ijs.si*

***ABSTRACT***

*Systematic and continuous monitoring $^{14}C$ activity in atmospheric $CO_2$ and biological samples in the vicinity of the Krško Nuclear Power Plant (NEK) in Slovenia has been performed since 2006. The aim of the monitoring was to determine $^{14}C$ distribution in a close vicinity of the power plant and to estimate a possible contribution of NEK to the effective dose to the local population through food chain. This paper describes a model of food origins developed for the purpose of estimating the effective dose from ingestion of $^{14}C$ via local food. Some other approaches of diet estimation are also discussed. The slightly increased $^{14}C$ specific activity in plants very close to NEK could not change significantly the effective dose to the local population due to ingestion of $^{14}C$ when compared to the effective dose from the ingestion of natural $^{14}C$.*

## 1. INTRODUCTION

Radiocarbon ($^{14}C$) is a cosmogenic isotope that is incorporated into various carbon-bearing compounds, such as $CO_2$ in the atmosphere, organic molecules (plants and animals) in the biosphere, and various inorganic compounds. The equilibrium between the specific activity of $^{14}C$ ($A^{14}C$, expressed in units Bq/kg of carbon, Bq/kgC) of the atmosphere and the biosphere is almost immediately established [1,2]. This is the basis for the radiocarbon dating method [e.g. 2]. $^{14}C$ has relatively long half-life (5730 yr) and it decays by emitting low-energy (<150 keV) beta particles. It behaves in the same way as other carbon isotopes ($^{12}C$ 99%, $^{13}C$ 1%) in the environment and in the body. The specific activity of $^{14}C$ is the same in terrestrial plants as in the atmospheric $CO_2$ used for photosynthesis [3]. Carbon, including $^{14}C$, is thus a constituent of food and contributes to the natural irradiation of man through the food chain [3,4]. Average annual human exposure to natural sources of ionizing radiation is 2.4 mSv, and the average annual contribution of $^{14}C$ through food chain to this dose is about 12 μSv or about 0.5%.

Anthropogenic activities influenced the natural $^{14}C$ levels. Intense atmospheric nuclear and thermonuclear bomb tests after the World War II caused an increase in atmospheric $A^{14}C$ by a factor of 2. After the atmospheric test ban treaty in 1963, mixing of the atmosphere with other carbon reservoirs (oceans and terrestrial biosphere) led to a decrease in the atmospheric $A^{14}C$ that recently almost reached the pre-bomb levels [1,2,5]. Intense use of fossil fuels (oil, coal) mostly for traffic and as sources of energy for industry and heating caused an increase in the concentration of $CO_2$ in the atmosphere, but lowered the atmospheric $A^{14}C$ because fossil fuels do not contain $^{14}C$ [1,2]

Anthropogenic sources that locally influence $^{14}C$ levels are various nuclear facilities. $^{14}C$ in gaseous effluents from a nuclear power plant is of the interest here. Plants can use the released $CO_2$ for photosynthesis and thus $^{14}C$ in the food chain may contribute to the effective dose to man due to ingestion. In case of operation of nuclear power plants, there is usually a very low annual release of typical fission products and therefore

measurements could bring to the front an increase of $^{14}C$ in some local samples. Carbon $^{14}C$ is likely to be one of the most visible contributors to the effective dose in such a case. This paper presents various scenarios of the conservative effective dose estimation to the average inhabitant of the vicinity of the Krško Nuclear Power Plant (NEK in further text) based on the experience gained by continuous monitoring $^{14}C$ in the atmospheric $CO_2$ and in plants in the vicinity of NEK.

## 2. RESULTS OF MONITORING

NEK established an extensive effluent monitoring programme including also measurement $^{14}C$ in the air of the ventilation system [6], as well as the measurements of imissions in the surrounding [7]. Systematic and continuous monitoring of $^{14}C$ specific activity in atmospheric $CO_2$ and biological samples in the vicinity of NEK has been performed since 2006 [8,9]. Atmospheric $CO_2$ has been collected at two sampling locations (A and B, Figure 1) in two-month intervals, while during the refuelling outage periods the sampling period has been shorter, 2 – 4 weeks. Biological samples, mostly apples, vegetable, cereals, corn, etc., have been collected twice a year: in early summer (June/July) and in early autumn just before harvesting. The sampling locations are divided into two circles (Figure 1): the "inner circle" encompasses locations closest to the fences of the restricted area, while locations about 300 – 600 m off the fences form the "outer circle". The aim of the monitoring is to determine $^{14}C$ spatial and temporal distribution that might be influenced by atmospheric discharges in a close vicinity of the power plant. A control location Dobova, 12 km SE, has been chosen as a "clean-air" site with natural $A^{14}C$, i.e., it is not influenced by the gaseous effluent from NEK.

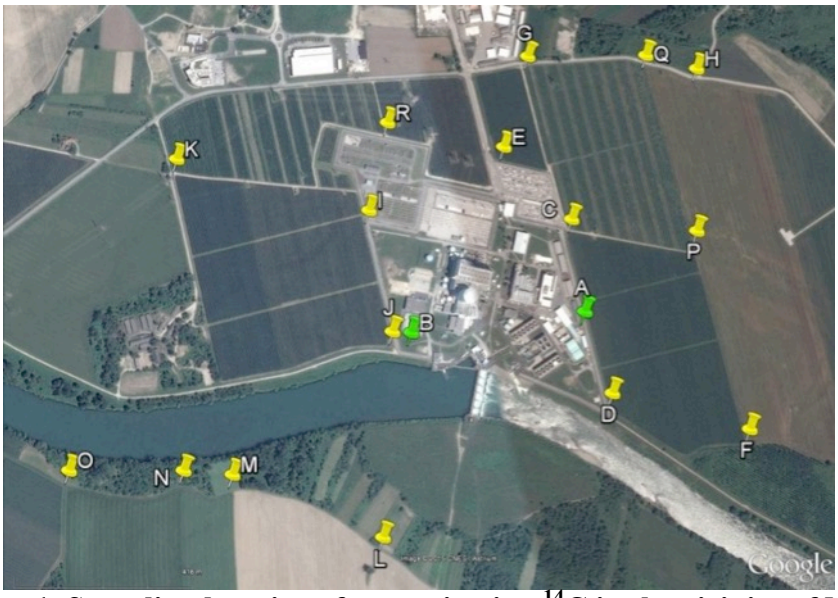



**Figure 1. Sampling locations for monitoring $^{14}C$ in the vicinity of NEK. A, B – atmospheric $CO_2$; inner circle (E, C, D, J, I, R) – apples; outer circle (G, Q, H, P, F, L, M, N, O, K) – apples, cereals, corn.**

Atmospheric $CO_2$ is collected in the field by absorption on saturated NaOH. The obtained $Na_2CO_3$ is then in the laboratory converted to benzene [8-11]. Biological samples are dried, carbonized and combusted in a stream of pure oxygen, and the obtained $CO_2$ is absorbed in a mixture of Carbosorb®E and Permafluor®E. The $^{14}C$

specific activity is measured by liquid scintillation counter LSC Quantulus 1220 in both cases [10,11].

The main results of the $^{14}C$ monitoring program can be summarized as follows [9]. The influence of the released air-born $^{14}C$ activity is measurable in both atmospheric $CO_2$ and in plants; the higher the activity of gaseous effluent, the higher the atmospheric and plant $A^{14}C$. However, the influence is temporally and spatially limited. During and immediately after the refuelling outage periods, that are performed in 18-month intervals, the atmospheric $^{14}C$ specific activity at the sampling sites inside the NEK area is higher than that at the sites not influenced by the NEK effluents (e.g., Zagreb). It drops down to almost natural levels within 2-3 months after the most intense releases. Plants growing in the vicinity of NEK may take the released $CO_2$ for the photosynthesis during the vegetation period. Due to the 18-months period of the refuelling outage, we have to distinguish among the years when the refuelling outage takes place in spring (April-May) from those carried out in autumn or even without it ("other years" further in the text). The $^{14}C$ specific activities in plants after the spring refuelling outage, i.e., at the beginning of the vegetation period, are higher than those in other two cases (Figure 2). The type of the plant considered in the monitoring program does not have any influence on the $A^{14}C$ values at a certain location. Spatial distribution of biological $A^{14}C$ is determined by the distance from the gaseous release point and by the prevailing wind direction, SW – NE. The average $A^{14}C$ in plants at the control location Dobova does not differ from the average atmospheric $^{14}C$ specific activity in Zagreb.

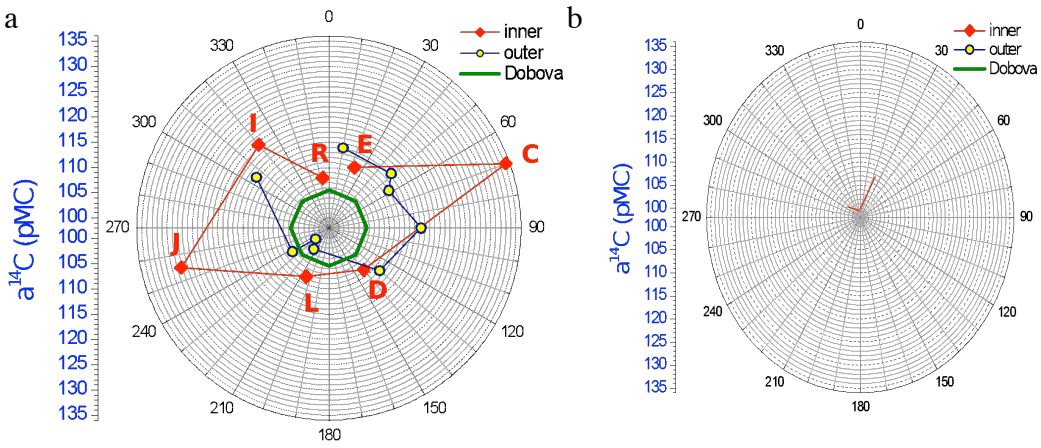



**Figure 2. Examples of spatial distributions of relative specific activity of $^{14}C$ ($a^{14}C$) in inner and outer circles around NEK and at the control site Dobova. a) summer sampling 2009, after refuelling outage in spring, b) summer sampling 2007, before refuelling outage in autumn 2007**

Table 1 summarizes the average values of $^{14}C$ activities in the inner and the outer circles and at the control location. Separately are given the average values for the years with the spring refuelling outage (2006, 2009, 2012, 2015) and the other years with the autumn refuelling outage or without it. The results are expressed as $a^{14}C$, the relative specific $^{14}C$ activity, in units pMC (percent Modern Carbon), and as the specific activity $A^{14}C$ (in Bq/kgC), where the relation between them is 100 pMC = 226 Bq/kgC.

## 3. DOSE ESTIMATION

Effective annual dose E (Sv) to a representative person from the ingestion of food having $^{14}C$ specific activity $A^{14}C$ (Bq/kgC) is [3,7,12]

$$E = e \times A^{14}C \times m \quad (1)$$

where m (kg) is the annual mass of carbon taken into an organism by ingestion and e is the ICRP dose coefficient [12], $e = 5.8 \times 10^{-10}$ Sv/Bq. Therefore, for the effective dose estimation it is important to know the $A^{14}C$ of the food and the annual intake of food m. Usually, the dose estimation due to ingestion of a radionuclide requires a detailed knowledge of dietary habits of either "a representative person" or "the most exposed person". Obtaining the detailed and relevant consumption data for particular areas may not be a simple task. Luckily, the specific activity $A^{14}C$ in all types of foodstuff (however, limited to terrestrial plants and animals) is the same and reflects the atmospheric $^{14}C$ activity in the area during the period of formation of a specific food item. In our case, the relevant values are presented in table 1.

**Table 1. Comparison of the average values of $a^{14}C$ and $A^{14}C$ in the inner circle and the outer circle around NEK, separately for the years with the spring refuelling outage, and other years, as well as at the control location Dobova**

| Locations | $a^{14}C$ (pMC) | | $A^{14}C$ (Bq/kgC) | |
|---|---|---|---|---|
| | spring refuelling outage | other years | spring refuelling outage | other years |
| inner circle (<300 m) | 114.3 ± 5.2 | 107.0 ± 2.6 | 258 ± 12 | 241.8 ± 5.9 |
| outer circle (<600 m) | 108.1 ± 4.1 | 105.5 ± 1.5 | 244.3 ± 9.3 | 238.4 ± 3.4 |
| control site (12 km) | 103.6 ± 1.0 | | 234.1 ± 2.3 | |

The data about daily, monthly or annual intake of food and the proportions of the food originating from the vicinity of the nuclear power plant are necessary to be determined. As carbon is an essential component of the diet and is found in all foods, it is likely that the intake of $^{14}C$ is insensitive to changes in the dietary composition. The annual intake of food for an average adult in Slovenia is about 250 kg [13], the estimated fraction of carbon is about 30% [3], meaning that about 75 kg of carbon is consumed annually. This value is in accordance with the UNSCEAR estimation [3] for Europe based on the detailed diet analysis (annual intake of carbon about 72 kg). Therefore, we will take the annual intake of m = 75 kg of carbon as an input value in eq. (1).

## 4. SCENARIOS

In the previous sections we defined all the quantities that enter eq. (1), but there is still a problem of combination of food from various locations. We have shown that there is a difference in $^{14}C$ specific activity of food from various locations around NEK. The $A^{14}C$ values are neither spatially nor temporarily uniformly distributed. Moreover, the years with the refuelling outage period in spring show distinctly different distributions (Figure 2) and different mean values (table 1) than the other years.

An assessment model of the ingestion dose should be "fit for purpose, i.e., it should not exclude, or poorly represent, any process that is known or suspected of having an important influence on radionuclide behaviour, and equally, it should not attempt to include detail that is not relevant to either the spatial or temporal scale of the assessment" [3]. How to determine a scenario (a model of ingestion) that should satisfy these requirements and is based on our data? In addition, if a contribution of $^{14}C$ atmospheric releases from a nuclear facility has to be assessed, the effective dose has to be compared to the natural background dose because $^{14}C$ is present everywhere in nature. We have developed several scenarios that may represent the combination of food from the "clean-air" sites and from the vicinity of NEK. Some of them are very conservative, unlikely and unrealistic, and some of them may be realistic, but still rather conservative.

In **Scenario A** only food from the control location is consumed throughout the year. The result is a natural effective dose due to ingestion of $^{14}C$. Based on our data (table 1 and annual intake of 75 kg of C), the annual effective dose for location Dobova is 10.18 μSv. The value is in accordance with the UNSCEAR estimate of 12 μSv from the naturally occurring $^{14}C$ [4]. Seasonal variations (intra-annual) and inter-annual variations of atmospheric $A^{14}C$ result in the natural variations in the affective dose of 1%.

**Scenario B** assumes consumption of food from any location in the inner circle, and none from the outer circle or the control site. It is the most conservative and unlikely scenario since one cannot expect that throughout the whole year a person consumes only the plant products (apples) from the very restricted area of inner circle. The scenario B is presented here only as the hypothetic worst possible case. Here and in all the following scenarios one has to distinguish the years with the spring refuelling outage and other years (autumn refuelling outage or none).

In **Scenario C** food from both inner and outer circles is consumed and the average $A^{14}C$ for all locations in both inner and outer circles is taken as an input value in eq. (1). In **Scenario D** half of the food comes from the vicinity of NEK (having average $A^{14}C$ for all locations in both inner and outer circles) and the other half from the "clean-air" site represented here by the control site Dobova. The scenario D seems to be realistic, but not probable because of the availability of the foodstuff on the market from other parts of Slovenia and from all over the world. However, a proportion of local and imported food in not known at this point.

Therefore, we suggest a more realistic, although still rather conservative, **scenario E**, in which a representative member of the public uses a certain small fraction of food produced locally, and much larger fraction of food "imported" from other locations. All "other locations" in our approach are represented by the control location and the $A^{14}C$ measured there. The "imported food" may have even slightly lower $^{14}C$ specific activity if grown in the vicinity of a large industrial centre. We assume that a representative inhabitant in the vicinity of NEK uses local food from any location in either outer or inner circle for 2 months in the year and during the remaining 10 months food from the control site. Such an assumption is an equivalent to the proportion of 2/12 = 17% and 10/12 = 83% of local and imported food consumed, respectively. We believe that this is a conservative realistic assumption, likely to be close to the actual situation.

**Scenario F** takes into account that an average inhabitant of Slovenia annually consumes 25 kg of apples [13,14], which can be approximated by 3 kg of carbon or about 4% of the total annual carbon intake. For the inhabitant of the vicinity of NEK we can

conservatively assume that all the apples come from any location around NEK. We also assume that all other foodstuffs come from the control site.
Table 2 shows the estimated annual effective doses E (eq. (1)) obtained by these scenarios, as well as the relative difference to the natural effective dose from $^{14}C$ obtained at the "clean-air" site (Scenario A). As input $A^{14}C$ data in eq. (1) the average values for the years with the spring refuelling outage and for the other years are taken (Table 1) with m = 75 kg annual intake of carbon. The representative "clean-air" site in our case is the control location Dobova. Relative differences d are calculated as

$$d = (E_X - E_A)/E_A \quad (2)$$

where X represents the scenarios B – F.

**Table 2. Annual effective dose (E) and relative difference (d) from the natural $^{14}C$ background (scenario A)**

| Scenario | refuelling outage | E (μSv) | d, relative difference (%) | comment |
|---|---|---|---|---|
| **A** – natural $^{14}C$ background | | 10.18 ± 0.10 | 0 | natural variations 1 % |
| **B** – only inner circle | spring | 11.2 ± 0.5 | 10.3 | unlikely, unrealistic |
| | other | 10.5 ± 0.3 | 3.3 | |
| **C** – both inner and outer circles | spring | 10.9 ± 0.3 | 7.3 | unlikely, unrealistic |
| | other | 10.5 ± 0.2 | 2.6 | |
| **D** – 50% from both inner and outer circle, 50% from Dobova | spring | 10.6 ± 0.2 | 3.7 | realistic, but not probable |
| | other | 10.32 ± 0.11 | 1.3 | |
| **E** – 2 months from both inner and outer circles, 10 months from the control site | spring | 10.31 ± 0.12 | 1.2 | most realistic, still conservative |
| | other | 10.23 ± 0.11 | 0.4 | |
| **F** – 25 kg of apples from vicinity of NEK, other food from the control site | spring | 10.22 ± 0.11 | 1.2 | based on annual apple consumption rate estimate |
| | other | 10.20 ± 0.11 | 0.4 | |

## 5. CONCLUDING REMARKS

The annual effective dose in Table 2 is calculated based on the annual intake of 250 kg of food, or 75 kg of carbon. A different estimate of total annual intake of food in Slovenia is 330 kg, resulting in about 100 kg of carbon intake, is used for the dose

assessment in off-site radiological monitoring around NEK [14]. This certainly changes the absolute values of the effective dose, both at the control site (scenario A, 13.38 μSv) or in any other case (e.g., for the most unlikely scenario B – spring refuelling outage, 14.93 μSv). However, the relative difference d remains the same.

The estimates of the contribution of the atmospheric releases from NEK to the annual effective dose to a representative person due to ingestion of $^{14}C$ does not depend on the detailed knowledge of the diet, even not on the exact knowledge of the total carbon intake – it depends on the measured $^{14}C$ activities in the plants and on the scenario describing the proportion of food from various origins. Here we presented several scenarios of the food origin, from the most unlikely (consuming fruits the inner circle only throughout the year, scenario B) to a more realistic one. The refuelling outage period of NEK is 18 months, meaning that every third year the refuelling outage takes place in spring. The released $CO_2$ can be taken for photosynthesis during the vegetation period and we have therefore separately discussed years with the spring refuelling outage and years with the autumn refuelling outage or without it. In all scenarios B – F the effective dose in the year with the spring refuelling outage is higher than in other years, as it was expected from the $^{14}C$ specific activity data. If we consider only the most realistic scenario E, the increase in the annual effective dose is not higher than 0.13 μSv or < 1.2% relative to the natural $^{14}C$ background in the worst case of the years with the spring refuelling outage. Such an increase is comparable to the natural variations in the natural $^{14}C$ background effective dose (Table 2). For other years, the difference between the effective dose given by scenario E and the natural $^{14}C$ effective dose is lower that the annual (both intra-annual and inter-annual) variations of the natural effective dose due to ingestion of $^{14}C$ by food from the "clean-air" sites. Based on a comprehensive $^{14}C$ monitoring program in the period 2006 – 2016, we may conclude that the contribution of NEK to the effective dose to a representative person of the inhabitant from the vicinity of NEK due to ingestion $^{14}C$ via the food chain is negligible.

The uncertainties presented in Table 2 are derived from the uncertainties in the measured $A^{14}C$ values. If the uncertainties of the proportions of the food from different origins are taken into account, the resulting uncertainties in the effective doses would be much higher for the scenario E. However, this will not change the main conclusion of the negligible influence of NEK to the effective dose due to ingestion of $^{14}C$.

Similar results were obtained in some other environmental $^{14}C$ monitoring studies [15,16]. A negligible total effect, close to the statistical limit, of the NPP Jaslovske Bohunice (Slovakia) on the environmental $^{14}C$ activity was determined [15]. A negligible increase of the annual effective dose from ingestion of 1.3% was attributed to the effect of gaseous releases of French nuclear power plants [16].

## 6. ACKNOWLEDGEMENT

We thank Aleš Volčanšek and Viktor Bostič, NEK, who participated in sampling and organization of monitoring. We acknowledge also contributions of the Ruđer Bošković staff: Bogomil Obelić, Jadranka Barešić, Damir Borković, Nada Horvatinčić, Andreja Sironić, Anita Rajtarić, Ivanka Lovrenčić Mikelić and Matea Krmpotić.

## 7. REFERENCES


[1] Q. Hua, M. Barbetti, A.Z. Rakowski. Atmospheric radiocarbon for the period 1950-2010. *Radiocarbon* 55. 2013. 2059–2072.

[2] I. Krajcar Bronić, B. Obelić, N. Horvatinčić, J. Barešić, A. Sironić, K. Minichreiter. Radiocarbon application in environmental science and archaeology in Croatia. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research A* 619. 2010. 491-496.

[3] Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UNSCEAR. Report to the General Assembly with Scientific Annexes, United Nations, New York, 2017.

[4] Sources and effects of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation UNSCEAR. New York: United Nations (2008, published 2010).

[5] I. Krajcar Bronić. Environmental $^{14}C$ and $^{3}H$ levels in Croatia. *Book of Abstracts*. *4 th International Conference on Environmental Radioactivity: Radionuclides as Tracers of Environmental Processes*. Vilnius. Lithuania, 29 May – 2 June 2017. ENVIRA2017. p. 79.

[6] V. Stibilj, B, Svetek, Z. Trkov, A. Volčanšek, B. Breznik. Measurement of $^{14}C$ activity in exhaust air at the Krško Nuclear Power Plant. *Zbornik radova 11. simpozija Hrvatskog društva za zaštitu od zračenja*. 13 – 15.4. 2011. Krk. HDZZ, Zagreb. 2011. 341-346.

[7] Nadzor radioaktivnosti v okolici Nuklearne elektrarne Krško. Poročilo za leto 2015. *Report IJS-DP-12059*, March 2016 and previous reports

[8] I. Krajcar Bronić, B. Obelić, N. Horvatinčić, A. Sironić, J. Barešić, A. Rajtarić, B. Breznik, A. Volčanšek. Aktivnost $^{14}C$ u atmosferi i bilju u okolici Nuklearne elektrane Krško 2006. – 2010. *Zbornik radova XXVI simpozijuma Društva za zaštitu od zračenja Srbije i Crne Gore*. 12 – 14.10.2011. Tara. DZZSCG 2011. 45-50.

[9] I. Krajcar Bronić, B. Breznik, A. Volčanšek, J. Barešić, D. Borković, A. Sironić, N. Horvatinčić, B. Obelić, I. Lovrenčić Mikelić. Aktivnosti $^{14}C$ u atmosferi i bilju u okolici Nuklearne elektrane Krško (NEK) – Iskustva nakon 10 godina monitoringa. *Zbornik radova 11. simpozija Hrvatskog društva za zaštitu od zračenja.* 5 – 7.4.2017. Osijek. HDZZ, Zagreb. 2017. 231-237.

[10] N. Horvatinčić, J. Barešić, I. Krajcar Bronić, B. Obelić. Measurements of low $^{14}C$ activities in a liquid scintillation counter in the Zagreb Radiocarbon Laboratory. *Radiocarbon* 46. 2004. 105-116.

[11] I. Krajcar Bronić, N. Horvatinčić, J. Barešić, B. Obelić. Measurement of $^{14}C$ activity by liquid scintillation counting. *Applied Radiation and Isotopes* 67. 2009. 800-804.

[12] Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides, Annals of the ICRP 26. 1996. ICRP Publication 72.

[13] Uredba o mejnih dozah, radioaktivni kontaminaciji in intervencijskih nivojih. *Uradni list Republike Slovenije* 49/2004.

[14] B. Zorko, M. Korun, M. Stepišnik, T. Petrovič, M. Giacomelli, B. Črnič, K. Vogel-Mikuš, D. Glavič-Cindro. Characteristics and dose assessment of the population around Krško NPP, Ljubljana: Institut Jožef Stefan, 2015, pp 114, ISBN 978-961-264-082-8

[15] M. Ješkovsky, P. Povinec, P. Steier, A. Šivo, M. Richtarikova, R. Golser. Retrospective study of $^{14}C$ concentration in the vicinity of NPP Jaslovské Bohunice using tree rings and the AMS technique. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B* 361. 2015. 129-132.

[16] S. Roussel-Debet, G. Gontier, F. Siclet, M. Fournier. Destribution of carbon 14 in the terrestrial environment close to French nuclear power plants. *Journal of the Environmental Radioactivity* 87. 2006. 246-259.

# KAKO PROCIJENITI EFEKTIVNU DOZU ZBOG INGESTIJE $^{14}C$

**Ines KRAJCAR BRONIĆ[1]. Borut BREZNIK[2] i Benjamin ZORKO[3]**

*1) Institut Ruđer Bošković. Zagreb. Hrvatska. krajcar@irb.hr*

*2) Nuklearna elektrarna Krško. Vrbina. Slovenija. borut.breznik@nek.si*

*3) Institut Jožef Stefan. Ljubljana. Slovenija. benjamin.zorko@ijs.si*

***SADRŽAJ***

*Sustavni monitoring specifične aktivnosti $^{14}C$ u atmosferskom $CO_2$ i u biološkim uzorcima iz neposredne okolice Nuklearne elektrane Krško (NEK) u Sloveniji provodi se od 2006. godine. Cilj monitoringa je odrediti prostornu raspodjelu specifične aktivnosti $^{14}C$ u neposrednoj okolici NEK-a, te njenu ovisnost o razdobljima promjene goriva koja se obavlja svakih 18 mjeseci. Na osnovu izmjerenih specifičnih aktivnosti $^{14}C$ može se procijeniti doprinos NEK-a efektivnoj dozi koju lokalno stanovništvo primi zbog konzumacije (ingestije) hrane porijeklom iz okolice NEK-a. Budući da je ugljik, pa time i $^{14}C$, sastavni dio sve hrane, nije potrebno poznavati detaljne prehrambene navike lokalnog stanovništva. Međutim, potrebno je poznavati ili procijeniti udio hrane iz okolice NEK-a u ukupnoj prehrani. U ovom radu opisano je nekoliko scenarija za porijeklo hrane, počevši od vrlo konzervativnog i malo vjerojatnog scenarija konzumacije samo hrane iz neposredne okolice NEK-a do realističnijeg (iako još uvijek konzervativnog) scenarija od 17% hrane iz okolice NEK-a, a ostalih 83% s kontrolne točke na kojoj nije opažen utjecaj $^{14}C$ iz NEK-a. Malo povišenje specifične aktivnosti $^{14}C$ u biljkama iz neposredne okolice NEK-a, koje je opaženo tijekom monitoringa, ne utječe značajno na procjenu efektivne doze zbog ingestije $^{14}C$, jer je razlika u odnosu na efektivnu dozu zbog ingestije "prirodnog" $^{14}C$ usporediva ili manja od prirodnih varijacija.*

# UKUPNA ALFA I BETA AKTIVNOST U GLINI I UTICAJ GLINE NA DINAMIKU OSCILATORNE BRIGGS-RAUSCHER REAKCIJE

**Bojan Ž. JANKOVIĆ[1], Marija M. JANKOVIĆ[2], Maja C. PAGNACO[1], Nataša B. SARAP[2] i Tihana MUDRINIĆ[3]**

1) *Fakultet za fizičku hemiju, Katedra za opštu fizičku hemiju, Univerzitet u Beogradu, Beograd, Srbija, bojanjan@ffh.bg.ac.rs*
2) *Laboratorija za zaštitu od zračenja i zaštitu životne sredine, Institut za nuklearne nauke „Vinča", Univerzitet u Beogradu, Beograd, Srbija*
3) *Centar za katalizu i hemijsko inženjerstvo, Institut za hemiju, tehnologiju i metalurgiju, Univerzitet u Beogradu, Beograd, Srbija*

***SADRŽAJ***

*U radu je prikazana skrining metoda određivanja ukupne alfa i beta aktivnosti u uzorcima glina. Merenja su obavljena na niskofonskom gasnom proporcionalnom brojaču. Takođe je prikazan i uticaj datih glina na oscilatornu Briggs-Rauscher reakciju. Briggs-Rauscher (BR) reakcija je oscilatorna reakcija, u kojoj je oksidacija malonske kiseline ($CH_2(COOH)_2$) u prisustvu vodonik peroksida ($H_2O_2$) i kalijum jodata ($KIO_3$), katalizovana jonom mangana ($Mn^{2+}$) u kiseloj ($HClO_4$) sredini. Ova reakcija se uspešno koristi kao matriks za određivanje koncentracije analita, kao i njihove potencijalne antioksidativne/antiradikalske aktivnosti. U ovom radu, po prvi put je upotrebljen BR reakcioni sistem kao medijum za ispitivanje različitih vrsta glina.*

## 1. UVOD

Gline su po hemijskom sastavu hidratisani alumosilikati (filosilikati) sa raznim primesama kao što su kvarc, feldspat, kalcit, oksidi gvožđa, rastvorljive soli i organske supstance. Osnovna izgrađivačka jedinica filosilikata je $(SiO_4)^{4-}$ tetraedar i $[AlO_3(OH)_3]^{6-}$ oktaedar. Različiti tipovi filosilikata nastaju kondenzacijom tetraedarskih i oktaedarskih slojeva preko kiseonika iz tetraedara i $OH^-$ grupe iz oktaedara. Ukoliko se tetraedarski i oktaedarski slojevi naizmenično slažu dobijaju se 1:1 filosilikati (TO struktura) od kojih je najpoznatniji kaolinit. Ukoliko se oktaedarski sloj nalazi između dva tetraedarska sloja dobijaju se 2:1 filosilikati (TOT struktura) kao što su talk, smektit, vermikulit, hlorit i liskun. U tetraedarskom sloju $Si^{4+}$ katjoni i u oktaedarskom $Al^{3+}$ mogu biti izomorfno supstituisani katjonima niže valence. U tetraedarskom sloju katjoni $Si^{4+}$ se najčešće zamenjuje katjonima $Al^{3+}$, a u oktaedarskim slojevima izomorfna supstitucija katjona $Al^{3+}$ vrši se katjonima $Mg^{2+}$ i $Fe^{2+}$. Na taj način se u slojevitoj strukturi stvara permanentno negativno naelektrisanje, koje se kompenzuje alkalnim i/ili zemnoalkalnim katjonima lokalizovanim u prostoru između dva TOT sloja [1,2].

Zbog povećane globalne potražnje za glinom i zbog njenog industrijskog značaja, glina se smatra jednim od vodećih minerala u svetu. Gline kao prirodni materijali sadrže alfa i beta emitere u različitim koncentracijama. Radioaktivnost prisutna u glini prvenstveno potiče od prirodnih radionuklida koji se nalaze u Zemljinoj kori, a to su $^{226}Ra$, $^{232}Th$, $^{40}K$, $^{238}U$ i $^{235}U$. S obzirom na to da glina može da se koristi i kao građevinski materijal, poznavanje prirodnog nivoa radioaktivnosti je od izuzetnog značaja, zbog usvajanja mera predostrožnosti i smanjenja eventualnih štetnih efekata jonizujućeg zračenja. U tu svrhu u ovom radu je primenjena skrining metoda određivanja ukupne alfa i beta aktivnosti u odabranim glinama.

Briggs-Rauscher (BR) reakcija je verovatno najinteresantnija oscilatorna reakcija, u kojoj je oksidacija malonske kiseline ($CH_2(COOH)_2$) u prisustvu vodonik peroksida ($H_2O_2$) i kalijum jodata ($KIO_3$) katalizovana mangan jonom ($Mn^{2+}$) u kiseloj sredini [3-5]:

$$CH_2(COOH)_2 + IO_3^- + 2H_2O_2 + H^+ \xrightarrow{Mn^{2+},katalizator} CHI(COOH)_2 + 2O_2 + 3H_2O$$

Kada se koristi skrob kao indikator, zanimljivost ove reakcije je u naizmeničnom menjanju boje rastvora od tamno plave, bezbojne, svetlo žute do žute. Zbog toga privlači veliku pažnju, pa je gotovo neizostavna u hemijskim „magičnim" predstavama. BR oscilatorna reakcija se uspešno koristiti kao matrica za određivanje koncentracije reaktivnih analita, kao i merenje potencijalne antioksidativne/antiradikalske aktivnosti analita [5-7]. Ovo je veoma važan praktični aspekt BR reakcije, gde se promene u dinamici oscilatornog sistema koriste za hemijsku analizu. Mogućnost potencijalne primene BR reakcije za ispitivanje različitih vrsta glina je osnovna ideja ovog rada. Gline kao poznati adsorbensi mogu uticati na oscilatorno ponašanje kroz različite adsorpci-ono/desorpcione procese sa katjonima prirodno prisutnim u BR reakcionom rastvoru (poput $H^+$, $Mn^{2+}$ i $K^+$) i menjati osnovnu dinamiku BR sistema. Ovo je prvi put da se oscilatorna reakcija koristi kao matrica za ispitivanje različitih tipova glina.

## 2. EKSPERIMENTALNI DEO

U radu su analizirani uzorci glina: bentonitne gline poreklom iz Vajominga (Wyoming) i Teksasa (Texas) poznatih svetskih nalazišta bentonita bogatih smektitom. Pored toga analizirane su i gline bogate smektitom iz nalazišta u Srbiji koja su manje eksploatisana, kao što su rudnik mrkog uglja i bentonita (Bogovina) i lokalitet Mečji Do. Od glina kaolinskog tipa, ispitani su kaolini različitog porekla: iz Nemačke (Kaolin 1), Grčke (Kaolin 2) i Srbije (Kaolin 3), kao i komercijalno dostupna glina Clay-desiccant.

*Ukupna alfa i beta aktivnost*

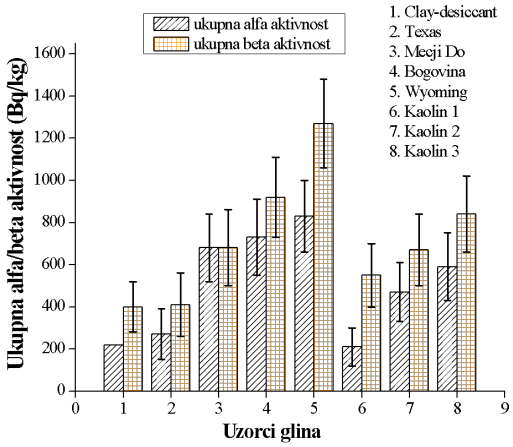
Uzorci su sprašeni i homogenizovani. Za merenje ukupne alfa i beta aktivnosti, odmereno je oko 130 mg uzorka u aluminijumsku planšetu. Merenja su obavljena odmah nakon pripreme uzoraka, na niskofonskom gasnom proporcionalnom brojaču Thermo Eberline FHT 770T (ESM Eberline Instruments GmbH, Erlangen, Nemačka). Efikasnosti merenja ukupne alfa i beta aktivnosti su određene upotrebom sertifikovanih radioaktivnih standarda $^{241}$Am i $^{90}$Sr, i iznose 28% i 33%, redom.

*Eksperimentalni uslovi Briggs-Rauscher oscilatorne reakcije*

Uticaj gline na BR oscilatornu reakciju ispitivani su u uslovima zatvorenog reaktora. Za svaki pojedinačni eksperiment dodato je 0,25 g gline u zatvoreni reaktor pre dodatka ostalih reaktanata. Reakciona zapremina je bila 25 ml. Početne koncentracije reaktanata su: $[C_3H_4O_4]_0 = 0{,}0789$ mol/dm$^3$, $[MnSO_4]_0 = 0{,}0075$ mol/dm$^3$, $[HClO_4]_0 = 0{,}03$ mol/dm$^3$, $[KIO_3]_0 = 0{,}0752$ mol/dm$^3$ i $[H_2O_2]_0 = 1{,}269$ mol/dm$^3$. Osnovni oscilogram, snimljen bez dodatka gline se koristio za poređenje dobijenih rezultata u prisustvu gline. Sve korišćene supstance za BR reakciju su visoke čistoće, a rastvori su pripremljeni sa dejonizovanom vodom. U sistem je prvobitno dodata glina, nakon dodatka gline BR reaktanti i suspenzija je dobro mešana, najmanje 15 minuta pri brzini mešanja od 900 rpm. BR reakcija je inicirana dodatkom vodonik peroksida, pri čemu se trenutak dodavanja $H_2O_2$ u reakcioni sud uzima za početak reakcije. Briggs-Rauscher reakcija je praćena potenciometrijski, pri čemu je kao radna elektroda korišćena Pt elektroda, dok je referentna elektroda bila Ag/AgCl. Temperatura BR sistema je održavana konstantnom, T = 37 $^o$C sa tačnošću od ± 0,1$^o$C.

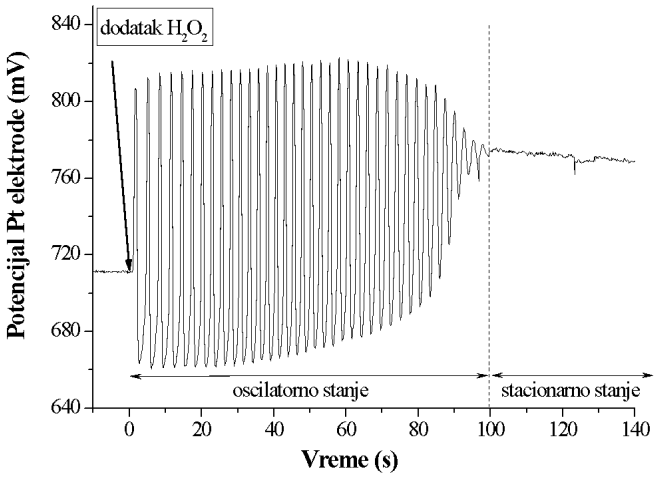
## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

Na slici 1 su prikazani rezultati određivanja ukupne alfa i beta aktivnosti u ispitivanim uzorcima. Najniže alfa i beta aktivnosti su detektovane u uzorku gline Clay-desiccant, pri čemu je alfa aktivnost bila manja od minimalne detektovane aktivnosti (<220 Bq/kg), dok je beta aktivnost iznosila 400 Bq/kg. Najviša aktivnost je detektovana u uzorku Wyoming, i to alfa aktivnost od 830 Bq/kg, a beta aktivnost od 1270 Bq/kg. Ukupna alfa aktivnost potiče prvenstveno od prirodnih alfa emitera ($^{238}$U, $^{226}$Ra, $^{232}$Th), dok ukupna beta aktivnost potiče najvećim delom od $^{40}$K, $^{210}$Pb i $^{228}$Ra.




**Slika 1. Ukupna alfa i beta aktivnost u uzorcima glina**

Osnovni oscilogram BR oscilatorne reakcije kao hemijskog sistema za ispitivanje glina je prikazan na slici 2. Oscilatorna reakcija započinje dodatkom vodonik peroksida bez indukcionog perioda. Vreme trajanja oscilatornog režima je (100 ± 5) s, nakon čega sistem ulazi u svoje stacionarno stanje. Za ovo vreme BR sistem napravi (38 ± 2) oscilacija.




**Slika 2. Izgled osnovnog Briggs-Rauscher oscilograma dobijen Pt elektrodom za eksperimentalne uslove: $[C_3H_4O_4]_0$ = 0,0789 M, $[MnSO_4]_0$ = 0,0075 M, $[HClO_4]_0$ = 0,03 M, $[KIO_3]_0$ = 0,0752 M i $[H_2O_2]_0$ = 1,269 M, T = 37 ºC i brzina mešanja 900 rpm**

Uticaj različitih tipova glina na Briggs-Rauscher reakciju, sumiran je u tabeli 1. Različiti tipovi glina različito su uticali na dužinu trajanja oscilatornog stanja ($\tau_{osc}$), kao i na broj oscilacija ($n$).

**Tabela 1. Uticaj različitih tipova glina na dužinu oscilatornog perioda ($\tau_{osc}$) i broj oscilacija ($n$) BR reakcije**

| Glina | $\tau_{osc}$ | n |
|---|---|---|
| / | 100 | 38 |
| **Texas** | 122 | 48 |
| **Wyoming** | 98 | 37 |
| **Bogovina** | gasi oscilatornost | / |
| **Mečji Do** | 125 | 49 |
| **Clay-desiccant** | 138 | 55 |
| **Kaolin 1** | gasi oscilatornost | / |
| **Kaolin 2** | 111 | 41 |
| **Kaolin 3** | 28 | 5 |

Efekti različitih tipova sirovih glina na oscilatornu BR reakciji mogu se podeliti u tri grupe. Podela je izvršena u zavisnosti od njihovog uticaja na dužinu oscilatornog stanja i broja oscilacija. Prvu grupu čine gline koje ne utiču značajno na trajanje BR oscilograma, kao što je Wyoming. Gline kod kojih je izražena inhibicija ili potpuno gašenje oscilatornog ponašanja su članovi druge grupe (Kaolin 1, Kaolin 3 i Bogovina). Treća grupa se sastoji od glina koje pokazuju katalitički efekat na BR reakciju. Ovaj efekat se ogleda u produženom oscilatornom periodu, a ovoj grupi pripadaju gline: Texas, Mečji Do, Kaolin 2 i komercijalno dostupna glina Clay-desiccant. Gline Mečji Do i Texas pokazuju istovetan katalitički uticaj na BR oscilogram, ukazujući na sličan mehanizam delovanja, dok komercijalna glina Clay-desiccant značajno produžava oscilatorni period (tabela 1).

Dobijeni rezultati pokazuju da se BR reakcija može koristiti kao korisna, efikasna i osetljiva matrica za ispitivanje glina, koja je veoma brzo (reda veličine trajanja oscilograma, 2 min) ukazala na razlike u sastavu kaolina (Kaolin 1-3) od različitih proizvođača. Iako pripadaju istom tipu gline, kaolini različitih proizvođača su pokazali razlike u uticaju na BR reakciju. Razlike u početnom sastavu ispitivanih glina, direktno utiču na BR reakciju. Jedno od mogućih objašnjenja uočenog katalitičkog efekta, može se pripisati izluživanju gvožđa [8], koji je prirodno prisutan element u glinama i može dodatno da katalizuje BR reakciju [9]. Kod inhibicije i gašenja oscilatornosti dolaze do izražaja adsorpcione sposobnosti gline. Naime, pretpostavlja se da tokom ovih procesa dolazi do adsorpcije $Mn^{2+}$ jona iz rastvora. Pošto metalni $Mn^{2+}$ jon katalizuje BR reakciju [9], usled smanjene koncentracije $Mn^{2+}$ katalizatora reakcija se ne odigrava - dolazi do gašenja oscilatornog ponašanja (Bogovina i Kaolin 1), ili pak biva inhibirana kao u slučaju uzorka Kaolin 3. Glina Wyoming sa najvećom vrednošću ukupne alfa i beta aktivnosti ne utiče na dužinu trajanja BR reakcije. Pod pretpostavkom da ukupna beta aktivnost u najvećoj meri potiče od $^{40}K$, ova glina ne utiče na BR reakciju zbog potencijalnog otpuštanja K. Zbog postojanja kalijumovog jona (prisutnog iz $KIO_3$) u BR reakciji, ova glina nema katalitičko dejstvo. Glina sa najmanjom vrednošću alfa i beta aktivnosti Clay-desiccant znatno produžava oscilatorni period BR reakcije, što možda

ukazuje na prisustvo veće koncentracije metalnih neradioaktivnih jona (npr. jona Ce i F), koji dodatno katališu oscilatorni proces.

## 4. ZAKLJUČAK

U radu su primenjene dve metode za ispitivanje uzoraka glina: određivanje radioaktivnosti merenjem ukupne alfa i beta aktivnosti i primena oscilatorne reakcije Briggs-Rauscher, koja je prvi put upotrebljena kao matrica za ispitivanje ove vrste materijala. Rezultati dobijeni određivanjem ukupne alfa i beta aktivnosti u glinama su upoređeni sa odzivom BR reakcije na ovu vrstu analita. Navedena istraživanja su dala preliminarne rezultate, koji bi se mogli upotpuniti ispitivanjem strukturnih i teksturnih osobina ovih uzoraka gline, čime bi se moglo detaljnije govoriti o mehanizmu dejstva glina na BR matricu.

## 5. ZAHVALNICA

Ovaj rad je podržan od strane Ministarstva za prosvetu, nauku i tehnološki razvoj Republike Srbije, u okviru projekata broj III 43009, 172015 i III 45001.

## 6. LITERATURA

[1] F. Bergaya, B. K. G. Theng, G. Lagaly. *Handbook of Clay Science, Developments in Clay Science*. Elsevier Amsterdam, 2013.
[2] G. Brown, P. Nadeau. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.*, Part A 311, 198, 221-240.
[3] T. S. Briggs, W. C. Rauscher. An Oscillating Iodine Clock. *J. Chem. Educ.* 50, 1973 496-496.
[4] I. R. Epstein, J. A. Pojman. *An Introduction to Nonlinear Chemical Dynamics*. Oxford University Press, New York, 1998.
[5] R. Cervellati, K. Höner, S. D. Furrow, C. Neddens, S. Costa. The Briggs-Rauscher Reaction as a Test to Measure the Activity of Antioxidants. *Helv. Chim. Acta*, 84, 2001, 3533-3547.
[6] R. Cervellati, S. D. Furrow. Perturbations of the Briggs–Rauscher oscillating system by iron–phenanthroline complexes. *Inorg. Chim. Acta*, 360, 2007, 842-848.
[7] S. D. Furrow, K. Höner, R. Cervellati. Inhibitory Effects by Ascorbic Acid on the Oscillations of the Briggs-Rauscher Reaction. *Helv. Chim. Acta*, 87, 2004, 735–741.
[8] B. Dousova, L. F. Uitova, D. Kolousek, M. Lhotka, T. M. Grygar, P. Spurna. Stability of iron in clays under different leaching conditions. *Clay. Clay Miner.*, 62, 2014, 145–152.
[9] S. V. Rosokha, L. P. Tikhonova, A. Bakai. Criteria For Catalyst Selection In Briggsrauscher Oscillatory Chemical Reactions. *Theor. Exp. Chem.*, 32, 1996, 160-163.

# GROSS ALPHA AND BETA ACTIVITY IN CLAY AND THE INFLUENCE OF CLAY ON DINAMIC OF BRIGGS-RAUSCHER REACTION

**Bojan Ž. JANKOVIĆ[1], Marija M. JANKOVIĆ[2], Maja C. PAGNACO[1], Nataša B. SARAP[2] and Tihana MUDRINIĆ[3]**

1) *Faculty of Physical Chemistry, Department of General Physical Chemistry, University of Belgrade, Belgrade, Serbia, bojanjan@ffh.bg.ac.rs*
2) *Radiation and Environmental Protection Department, Institute of Nuclear Sciences „Vinča", University of Belgrade, Belgrade, Serbia*
3) *Center for Catalysis and Chemical Engineering, Institute for Chemistry, Technology and Metallurgy, University of Belgrade, Belgrade, Serbia*

***ABSTRACT***

*This paper presents the screening method for determination of the gross alpha and beta activity in clay samples. The measurements were performed using a low-level gas proportional counter. The influence of clays on the Briggs-Rauscher oscillatory reaction is also shown. Briggs-Rauscher (BR) reaction is an oscillatory reaction in which the oxidation of malonic acid ($CH_2(COOH)_2$) in the presence of hydrogen peroxide ($H_2O_2$) and potassium iodate ($KIO_3$) is catalyzed with manganese ions ($Mn^{2+}$) in acid medium ($HClO_4$). This reaction is successfully used as a matrix to determine the concentration of analytes, as well as their potential antioxidant/antiradical activity. In this paper, for the first time, BR reaction system was used as a medium for investigation different types of clay.*

# РАДОН

# ISTRAŽIVANJE RADONA U STANOVIMA U CRNOJ GORI

**Perko VUKOTIĆ[1], Nevenka ANTOVIĆ[2], Ranko ZEKIĆ[3], Nikola SVRKOTA[3], Tomislav ANĐELIĆ[3], Ranko SVRKOTA[4], Radivoje MRDAK[5], Andrija ĐUROVIĆ[6], Aleksandar DLABAČ[7], Nataša BJELICA[8], Tamara ĐUROVIĆ[8], Marija BOGIĆEVIĆ[9]**

1) *Crnogorska akademija nauka i umjetnosti, Podgorica, Crna Gora, pvukotic@canu.ac.me*
2) *Univerzitet Crne Gore, Prirodno-matematički fakultet, Podgorica*
3) *Centar za ekotoksikološka ispitivanja, Podgorica*
4) *Republički zavod za geološka istraživanja, Podgorica*
5) *Univerzitet Crne Gore, Građevinski fakultet, Podgorica*
6) *Societe Generale Montenegro, Podgorica*
7) *Univerzitet Crne Gore, Centar za nuklearnu kompetenciju, Podgorica*
8) *Ministarstvo održivog razvoja i turizma, Podgorica*
9) *Osnovna škola „Dr Dragiša Ivanović“, Podgorica*

***SADRŽAJ***

*Sistematsko istraživanje radona u stalno nastanjenim stanovima u Crnoj Gori završeno je krajem 2016. godine. Mjerenja radona su rađena detektorima tragova CR-39, u trajanju dva puta po 6 mjeseci. Dobijeno je da je srednja godišnja koncentracija aktivnosti radona u stanovima u Crnoj Gori 110 Bq/m$^3$, a medijana 52 Bq/m$^3$. Prosječne godišnje koncentracije aktivnosti radona u stanovima po opštinama kreću se od 40 Bq/m$^3$ (Budva) do 201 Bq/m$^3$ (Nikšić). U kvadratima mreže 10 km x 10 km, koja prekriva teritoriju države, prosječne godišnje koncentracije aktivnosti radona u stanovima su u opsegu od 30 Bq/m$^3$ do 732 Bq/m$^3$. Srednja godišnja koncentracija aktivnosti radona u stanovima urbanih područja (86 Bq/m$^3$) znatno je manja od one u stanovima ruralnih područja (144 Bq/m$^3$). Takođe, srednja godišnja koncentracija aktivnosti radona u kolektivnim stambenim zgradama (51 Bq/m$^3$) više nego dvostruko je manja od one u individualnim porodičnim kućama (119 Bq/m$^3$).*

## 1. UVOD

Priprema prvog sistematskog nacionalnog istraživanja radona u stanovima započeta je u Crnoj Gori 2000. godine i mjerenja radona su sprovedena 2002/2003. godine u stanovima na polovini njene teritorije [1, 2]. Istraživanje, koje je tada moralo biti prekinuto zbog nedostatka finansijskih sredstava, nastavljeno je 2014. godine, sa početkom realizacije projekta „Mapiranje radona u Crnoj Gori i unapređenje nacionalnog sistema zaštite od radona“, a završeno je krajem 2016. godine.

Prema popisu iz 2011. godine [3], Crna Gora ima 620 029 stanovnika, a broj stalno nastanjenih stanova je 247 000, od kojih je oko 50% u prizemlju. Kao tipovi stambenih zgrada preovlađuju kolektivne stambene zgrade i porodične kuće. Oba ova tipa zgrada izgrađena su od betona i opeke, a bez centralnog su sistema za grijanje i ventilaciju.

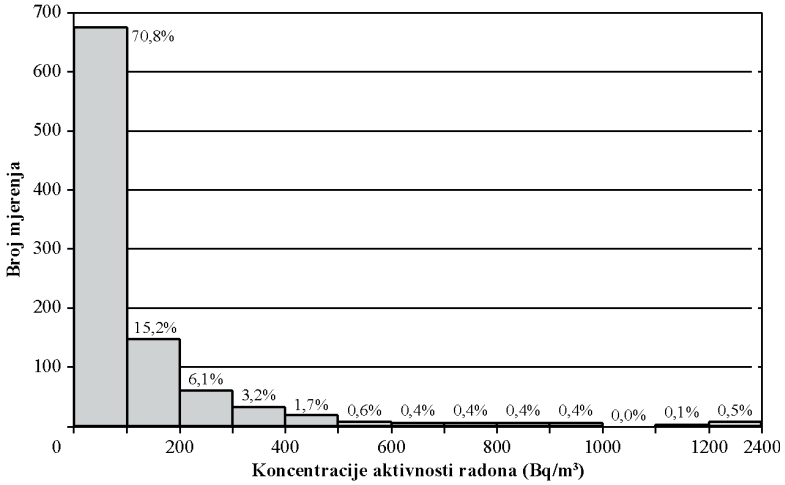
Ukupna kopnena površina Crne Gore je 13 812 km$^2$ i administrativno je podijeljena u 23 opštine.

## 2. MATERIJAL I METODE

Za izbor lokacija u sistematskom istraživanju radona u Crnoj Gori korišćena je kombinacija geografskog i populacionog pristupa, tj. dva tipa mreža: mreža sa 552 kvadrata dimenzija 5 km x 5 km, koja prekriva cjelokupnu teritoriju države, i lokalne mreže kvadrata dimenzija 0,5 km x 0,5 km, koje prekrivaju teritorije glavnih gradova opština u Crnoj Gori. U svakom kvadratu ovih mreža biran je za mjerenje radona jedan stan u prizemlju ili na prvom spratu, u zgradi koja je po konstruktivnim karakteristikama reprezentativna za područje datog kvadrata mreže.
Pasivni dozimetri sa CR-39 detektorima tragova korišćeni su u obje faze mjerenja radona: 2002/2003. godine u primorskom i centralnom području Crne Gore i 2014/2015. godine u sjevernom njenom području i na lokacijama gdje su detektori bili izgubljeni pri mjerenjima u prvoj fazi. U obje faze korišćeni su „osnovni“ i „kontrolni“ dozimetri, naručeni iz inostranstva od dvije međusobno nezavisne akreditovane laboratorije.
Radon je mjeren u dnevnoj ili spavaćoj sobi tokom dva konsekutivna šestomjesečna perioda: „ljetnjem“ (april – septembar) i „zimskom“ (oktobar – mart). U cilju kontrole kvaliteta mjerenja (reproducibilnosti i tačnosti), približno na svakoj desetoj lokaciji uparena su dva osnovna dozimetra, a takođe na svakoj desetoj lokaciji (ali ne onoj gdje su upareni osnovni dozimetri) upareni su osnovni i kontrolni dozimetar. Rezultati uparenih detektora pokazali su dobru saglasnost – tipično unutar 10% u prvoj fazi i 5% u drugoj fazi mjerenja radona.

## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

Nedostajuće šestomjesečne koncentracije radona u nekim uzorkovanim stanovima, zbog gubitka dozimetara ili oštećenja detektora, izračunate su primjenom korelacionih koeficijenata između ljetnjih i zimskih koncentracija aktivnosti radona, određenih posebno za svaku od tri klimatske zone u Crnoj Gori, što je omogućilo da se i u tim slučajevima dobiju srednje godišnje koncentracije aktivnosti radona.
Na taj način su dobijeni validni rezultati za srednje godišnje koncentracije aktivnosti radona u ukupno 953 stana u Crnoj Gori, uzorkovana po navedenoj metodologiji u nacionalnoj i lokalnim mrežama. Njihov histogram dat je na slici 1, a osnovni parametri koji karakterišu ovaj set podataka prikazani su u tabeli 1.




**Slika 1. Histogram koncentracija aktivnosti radona u 953 stana u Crnoj Gori**

Koncentracije radona u stanovima urbanih (U) i ruralnih (R) područja Crne Gore značajno se razlikuju, kao što pokazuje tabela 2. One su u prosjeku znatno veće u ruralnim nego u urbanim područjima, sa oko 60% većim vrijednostima aritmetičke sredine (AS), medijane (MED) i geometrijske sredine (GS). U ruralnim područjima je nađeno 11,1% stanova sa srednjim godišnjim koncentracijama aktivnosti radona iznad 300 Bq/m$^3$ i 1,2% iznad 1000 Bq/m$^3$, dok je takvih u urbanim područjima 5,5%, odnosno 0,1%, respektivno.

**Tabela 1. Karakteristike rezultata mjerenja srednjih godišnjih koncentracija aktivnosti radona u stanovima u Crnoj Gori**

| Broj uzork. stanova | AS (Bq/m$^3$) | MED (Bq/m$^3$) | $C_{Rn,max}$ (Bq/m$^3$) | GS (Bq/m$^3$) |
|---|---|---|---|---|
| 953 | 110 | 52 | 2320 | 58,3 |

**Tabela 2. Karakteristike koncentracija radona u stanovima urbanih i ruralnih područja**

| Područje | Broj uzork. stanova | AS (Bq/m$^3$) | MED (Bq/m$^3$) | $C_{Rn,max}$ (Bq/m$^3$) | GS (Bq/m$^3$) |
|---|---|---|---|---|---|
| U | 547 | 86 | 42 | 1267 | 48,0 |
| R | 406 | 144 | 68 | 2321 | 75,8 |

Karakteristike srednjih godišnjih koncentracija radona u stanovima individualnih stambenih zgrada (ISZ) i u stanovima u kolektivnim stambenim zgradama (KSZ) prikazane su u tabeli 3. Iz nje se jasno vidi da su sve karakteristične veličine rezultata dobijenih mjerenjima radona (AS, medijana, maksimalna izmjerena koncentracija i GS) više nego dvostruko veće kod stanova u porodičnim kućama nego kod stanova u kolektivnim stambenim zgradama.

**Tabela 3. Karakteristike koncentracija radona u stanovima prema osnovnim tipovima zgrada**

| Tip zgrade | Broj uzork. stanova | AS (Bq/m$^3$) | MED (Bq/m$^3$) | $C_{Rn,max}$ (Bq/m$^3$) | GS (Bq/m$^3$) |
|---|---|---|---|---|---|
| ISZ | 842 | 119 | 58 | 2321 | 64,2 |
| KSZ | 111 | 51 | 24 | 680 | 28,7 |

Iz eksperimentalnih rezultata za srednje godišnje koncentracije aktivnosti radona u 953 uzorkovana stana u nacionalnoj i lokalnim mrežama je statističkim postupkom [4] dobijena transformisana njihova lognormalna raspodjela, na osnovu koje je urađena statistička procjena procenta stanova, u odnosu na nacionalni stambeni fond, u kojima su koncentracije aktivnosti radona iznad nekog datog nivoa (na primjer 7,4% iznad 300 Bq/m$^3$ i 0,8% iznad 1000 Bq/m$^3$).

Po istoj metodologiji, a u cilju realizacije nekoliko posebnih istraživačkih ciljeva kao i povećanja broja uzorkovanih stanova u pojedinim opštinama, radon je izmjeren

2014/2015. godine u još 142 stana, tako da je ukupan broj stanova u kojima su određene srednje godišnje koncentracije aktivnosti radona 1095.
Na osnovu rezultata mjerenja radona u 1095 stanova, određene su srednje godišnje koncentracije aktivnosti radona i medijane u stanovima za svaku od 23 opštine u Crnoj Gori, koje su prikazane u tabeli 4. Vrijednost srednje godišnje koncentracije radona je najniža u opštini Budva (40 $Bq/m^3$), u primorskom području Crne Gore, a najveća je u opštini Nikšić (201 $Bq/m^3$), u centralnom području Crne Gore, koju karakterišu karstni tereni i boksitna ležišta. Medijana je najniža u primorskoj opštini Herceg Novi (22 $Bq/m^3$), a najviša u opštinama Šavnik (95 $Bq/m^3$) i Mojkovac (94 $Bq/m^3$), u sjevernom području Crne Gore.

**Tabela 4. Srednje koncentracije aktivnosti radona u stanovima i medijane po opštinama**

| Opština | Broj uzork. stanova | AS ($Bq/m^3$) | MED ($Bq/m^3$) |
|---|---|---|---|
| Andrijevica | 17 | 78 | 47 |
| Bar | 63 | 57 | 33 |
| Berane | 61 | 96 | 70 |
| Bijelo Polje | 56 | 97 | 66 |
| Budva | 41 | 40 | 32 |
| Cetinje | 56 | 110 | 85 |
| Danilovgrad | 19 | 141 | 87 |
| Gusinje | 11 | 130 | 29 |
| Herceg Novi | 46 | 71 | 22 |
| Kolašin | 38 | 104 | 65 |
| Kotor | 52 | 84 | 44 |
| Mojkovac | 23 | 156 | 94 |
| Nikšić | 169 | 201 | 78 |
| Petnjica | 11 | 186 | 68 |
| Plav | 19 | 93 | 54 |
| Pljevlja | 90 | 64 | 42 |
| Plužine | 29 | 127 | 88 |
| Podgorica | 180 | 89 | 42 |
| Rožaje | 22 | 63 | 42 |
| Šavnik | 19 | 137 | 95 |
| Tivat | 17 | 131 | 37 |
| Ulcinj | 35 | 56 | 30 |
| Žabljak | 21 | 76 | 30 |

Na osnovu rezultata mjerenja radona u 1095 stanova određene su i srednje vrijednosti koncentracija aktivnosti radona u stanovima u svakom od 131 kvadrata mreže 10 km x 10 km, koja pokriva teritoriju Crne Gore. Najmanja od njih je u kvadratu koji je na krajnjem jugu primorske opštine Ulcinj, i iznosi 30 $Bq/m^3$, a najveća je u kvadratu koji je u jugozapadnom dijelu opštine Nikšić, i iznosi 732 $Bq/m^3$.

## 4. ZAKLJUČCI

Krajem 2016. godine dovršeno je prvo sistematsko istraživanje radona u stalno nastanjenim stanovima u Crnoj Gori, sa odnosom uzorkovanih stanova prema ukupnom stambenom fondu 1:225.
Srednja godišnja koncentracija aktivnosti radona u stanovima u Crnoj Gori je 110 Bq/m$^3$, a medijana 52 Bq/m$^3$.
Srednja godišnja koncentracija radona u stanovima ruralnog područja je 1,7 puta veća od one u stanovima urbanog područja, a u stanovima porodičnih kuća je 2,3 puta veća od one u stanovima kolektivnih stambenih zgrada.
Najmanja prosječna *indoor* koncentracija aktivnosti radona je u opštini Budva (40 Bq/m$^3$), na Crnogorskom primorju, a najveća u opštini Nikšić (201 Bq/m$^3$), koju karakterišu karstno područje i ležišta boksita.
Prosječne *indoor* koncentracije aktivnosti radona po kvadratima 10 km x 10 km mreže koja prekriva teritoriju Crne Gore kreću se od 30 Bq/m$^3$ (u opštini Ulcinj) do 732 Bq/m$^3$ (u karstnom dijelu opštine Nikšić).

## 5. ZAHVALNICA

Rad je urađen na osnovu rezultata istraživačkih projekata koje su finansirali Vlada Crne Gore i Međunarodna agencija za atomsku energiju. Autori su im zahvalni što su omogućili realizaciju ovih istraživanja radona.

## 6. LITERATURA

[1] N. Antovic, P. Vukotic, R. Zekic, R. Svrkota, R. Ilic. Indoor radon concentrations in urban settlements on the Montenegrin Coast. *Rad. Meas.* 42/9, 2007, 1573–1579.
[2] P. Vukotic, N. Antovic, R. Zekic, R. Svrkota, R. Ilic. Indoor radon concentrations in four municipalities of the central part of Montenegro. *J. Res. Phys.* 32/1, 2007, 1–15.
[3] Statistički godišnjak 2011. Monstat, Crna Gora, Zavod za statistiku, Podgorica 2011. http://www.monstat.org/userfiles/file/publikacije/godisnjak%202011/GODISNJAK%2 0%202011-%20new.pdf.
[4] P. Vukotić, N. Antović, A. Đurović, R. Zekić, N. Svrkota, T. Anđelić, R. Svrkota, R. Mrdak, N. Bjelica, T. Đurović, A. Dlabač, M. Bogićević. Procjena procenta stanova u Crnoj Gori sa koncentracijama radona iznad datog nivoa. Zbornik radova 11. simpozija Hrvatskog društva za zaštitu od zračenja, 5–7. travnja 2017, Osijek, 356–361.

# RADON INDOOR SURVEY IN MONTENEGRO

**Perko VUKOTIĆ[1], Nevenka ANTOVIĆ[2], Ranko ZEKIĆ[3], Nikola SVRKOTA[3], Tomislav ANĐELIĆ[3], Ranko SVRKOTA[4], Radivoje MRDAK[5], Andrija ĐUROVIĆ[6], Aleksandar DLABAČ[7], Nataša BJELICA[8], Tamara ĐUROVIĆ[8], Marija BOGIĆEVIĆ[9]**

1) *Montenegrin Academy of Sciences and Arts, Podgorica, Crna Gora, pvukotic@canu.ac.me*
2) *University of Montenegro, Faculty of Natural Sciences and Mathematics, Podgorica*
3) *Centre for Ecotoxicological Research, Podgorica*
4) *Geological Survey, Podgorica*
5) *University of Montenegro, Faculty of Civil Engineering, Podgorica*
6) *Societe Generale Montenegro, Podgorica*
7) *University of Montenegro, Centre for Nuclear Competence, Podgorica*
8) *Ministry of Sustainable Development and Tourism, Podgorica*
9) *Primary School "Dr. Dragiša Ivanovic", Podgorica*

***ABSTRACT***

*First systematic national radon survey in 1095 dwellings in Montenegro was finished by the end of year 2016. Radon was measured with CR-39 nuclear track detectors during two consecutive six-month periods. It is obtained that the national average radon activity concentration in indoor air of homes in Montenegro is 110 Bq/m$^3$ and median is 52 Bq/m$^3$. The average indoor radon concentrations in the municipalities are in range from 40 Bq/m$^3$ (Budva municipality) to 201 Bq/m$^3$ (Niksic municipality). The average radon concentrations are also calculated for each of 131 squares of the 10 km × 10 km grid which covers territory of Montenegro, and they are in a range from 30 Bq/m$^3$ to 732 Bq/m$^3$. In rural areas, the average indoor radon concentration (144 Bq/m$^3$) is much higher than the corresponding one in urban areas (86 Bq/m$^3$). Also, the average radon activity concentration in the single-family detached houses (119 Bq/m$^3$) are more than twice higher than in dwellings of the large apartment buildings (51 Bq/m$^3$).*

# ISTRAŽIVANJE KONCENTRACIJE RADONA U ZATVORENIM PROSTORIJAMA U REGIONU GORE, KOSOVO I METOHIJA

**Ljiljana GULAN[1], Gordana MILIĆ[1], Bajram JAKUPI[1] i Zora S. ŽUNIĆ[2]**

1) *Univerzitet u Prištini, Prirodno-matematički fakultet, Kosovska Mitrovica, Srbija, ljgulan@gmail.com, ljiljana.gulan@pr.ac.rs*

2) *Institut za nuklearne nauke "VINČA", Univerzitet u Beogradu, 11000 Beograd, Srbija*

***SADRŽAJ***

*Godišnja merenja radona u zatvorenim prostorijama izvedena su u 20 uglavnom prizemnih kuća u regionu Gore, u južnom delu Kosova i Metohije. CR-39 Gammadata detektori su postavljani u dnevnim i spavaćim sobama. Godišnja koncentracija radona u dnevnim sobama kretala se u rasponu od 26 do 315 Bq $m^{-3}$ sa srednjom vrednošću od 85,7 Bq $m^{-3}$, a u spavaćim sobama u rasponu od 28 do 448 Bq $m^{-3}$ sa srednjom vrednošću 75,6 Bq $m^{-3}$. Distribucije izmerenih koncentracija radona u dnevnim i spavaćim sobama imaju očekivani lognormalni oblik; Mann-Whitney test je potvrdio da ne postoji značajna razlika između koncentracija radona u različitim sobama. Najveće izmerene vrednosti koncentracije radona u obe sobe su u kući izgrađenoj od kamena i betona.*

## 1. UVOD

Radioaktivni gas, radon, je najznačajniji kontaminant životnog prostora. Relativno dug polu-život (3,825 dana) omogućava radonu "dovoljno vremena" za transport iz zemljišta (i građevinskog materijala) i homogenu raspodelu u prostorijama [1]. Savremeni način života "zahteva" da oko 80% vremena provodimo u zatvorenom prostoru, u domovima ili na radnom mestu što povećava potencijalni rizik od inhalacije radona i raka pluća [2-4]. Prosečna godišnja efektivna doza od udisanja radona i njegovih potomaka raspada procenjena je na 1,15 mSv, što je približno polovina doprinosa dozi od prirodnih izvora zračenja [5].

Ne postoji nivo radona koji možemo smatrati bezbednim. Neke evropske zemlje (Velika Britanija, Švedska, Norveška, Španija) propisale su granice za izlaganje radonu u zatvorenim prostorijama od 200 Bq $m^{-3}$ za postojeće objekte i izgradnju novih; druge zemlje (Finska, Nemačka, Grčka, Italija) odredile su 400 Bq $m^{-3}$ kao gornju granicu za postojeće objekte i 200 Bq $m^{-3}$ za novogradnju [6, 7].

Ekshalacija radona iz tla zavisi od koncentracije radijuma u zemljištu, propustljivosti i vlažnosti tla, stanja vegetacionog pokrivača, vremenskih uslova. Meteorološki uslovi, način života i navike ukućana mogu manje-više uticati na varijacije radona u zatvorenim prostorijama. Istraživanja su pokazala da su koncentracije radona u zatvorenim prostorijama veće u jesen ili početkom zime, a niže leti [7-9].

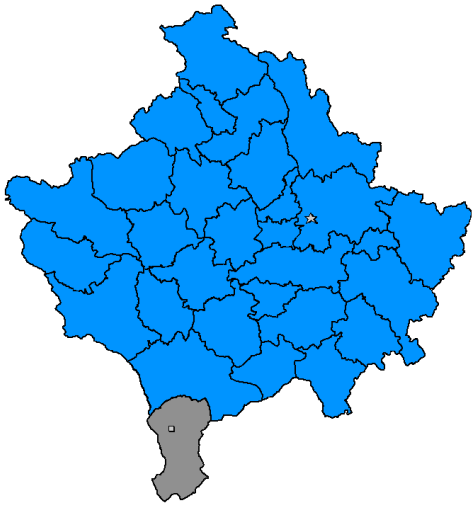
Da bi se izbegle dnevne i sezonske varijacije u koncentraciji radona, a time i greška u proceni doze od radona i njegovih produkata raspada, poželjno je meriti koncentracije radona u dužem vremenskom periodu. Neka skorašnja istraživanja u regionu Balkana sprovedena su pasivnim detektorima [9-17]. Cilj ovog rada je bio da se pasivnom tehnikom utvrde koncentracije radona u ruralnoj, planinskoj oblasti Gora, u južnom delu Kosova i Metohije, s obzirom da slična merenja nisu sprovedena na ovom području.

## 2. KARAKTERISTIKE ISTRAŽIVANOG PROSTORA I METOD ISTRAŽIVANJA

Oblast istraživanja (slika 1) obuhvata deo Šar planine koji je formiran od raznih vrsta metamorfnih stena tokom geološke faze nastanka Alpa i Dinarida. U oblasti dominiraju razne vrste peščanog kamena i krečnjaka koji su pretrpeli metamorfne procese i intruzije magmatita. Oko 20% teritorije je formirano od kvartarnih sedimenata fluvijalnog ili glacijalnog porekla. Prosečna nadmorska visina oblasti Gora iznosi oko 1.620 m. Samo 6% teritorije nalazi ispod 1.000 m, dok je 55% teritorije strmo ili veoma strmo [18, 19]. Većina naselja se nalaze u podplaninskom regionu na nadmorskoj visini između 1.000 i 1.500 m iznad nivoa mora. Prema popisu iz 2011 godine u ovoj oblasti živi 34.000 stanovnika [18].

Oblast Gore ima subalpsku klimu sa prosečnom godišnjom temperaturom približno 8,6 °C (-0,4°C zimi, i 18,1°C leti). Najviše padavina je u julu, a zatim u septembru i novembru (oko 50% tokom perioda vegetacije); najsuvlji meseci su avgust i u periodu između januara i marta [18].

Koncentracije radona su merene CR-39 detektorima model Gammadata koji se sastoji od difuzione komore od provodne plastike u obliku kupole dijametra 6 cm i 2,5 cm u čijem kućištu je na dnu smešten CR-39 detektor. Detektori su postavljani na ormanima u dnevnim i spavaćim sobama, na rastojanju oko 30 cm od zidova. Celogodišnja merenja (od aprila 2011-2012) radona su sprovedena u ukupno 20 kuća, 12 prizemnih i 8 spratnih kuća. Nakon izlaganja, detektori su prikupljeni i transportovani za najkraće moguće vreme u laboratoriju; podvrgnuti su standardnim protokolima nagrizanja i očitavanja. Kalibracija je izvršena izlaganjem detektora u komori sa visokom koncentracijom radona. Greška merenja je bila manja od 16% [20].

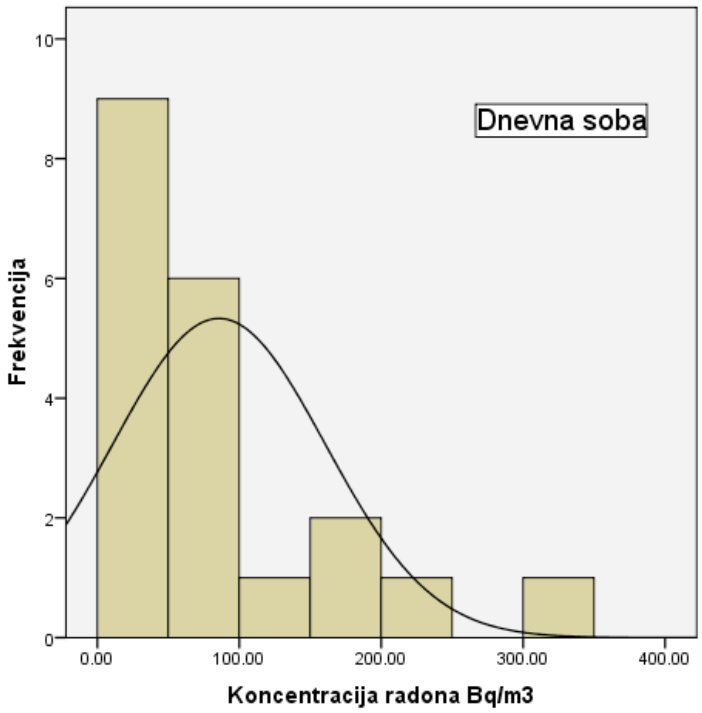


**Slika 1. Mapa Kosova i Metohije sa naznačenim regionom Gore**

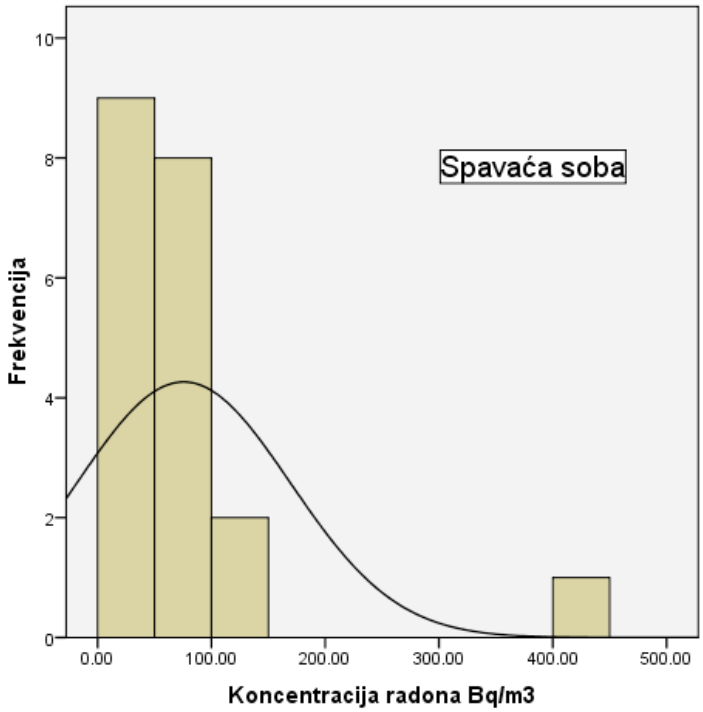
## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

Izmerena godišnja koncentracija radona u dnevnim sobama kretala se u rasponu od 26-315 Bq $m^{-3}$ sa srednjom vrednošću od 85,7 Bq $m^{-3}$, a u spavaćim sobama u rasponu od 28 do 448 Bq $m^{-3}$ sa srednjom vrednošću 75,6 Bq $m^{-3}$. Frekventne distribucije izmerenih koncentracija radona u dnevnim i spavaćim sobama imaju očekivani lognormalni oblik

(slike 2-3). Mann-Whitney test je potvrdio da ne postoji značajna razlika između koncentracija radona u različitim sobama.




**Slika 2. Frekventna raspodela koncentracije radona u dnevnim sobama**




**Slika 3. Frekventna raspodela koncentracije radona u spavaćim sobama**

U tabeli 1, data je deskriptivna statistika za 20 kuća u regionu Gore. Godišnja merenja su pokazala da je koncentracija radona u osam spratnih kuća relativno ujednačena; izmerene vrednosti su bile u opsegu od 17-53 Bq $m^{-3}$. U prizemnim kućama koncentracije radona variraju od 30-448 Bq $m^{-3}$. U tri prizemne kuće koncentracija radona je tri puta veća u dnevnim sobama nego u spavaćim, dok su u dve kuće izmerene veće koncentracije u spavaćim sobama. Razlog može biti nejednaka infiltracija radona iz zemljišta u prostorije, kao i slaba ventilacija pojedinih prostorija. Takođe je zapaženo da niže vrednosti radona imaju prostorije bliže predsoblju ili kuće bez predsoblja. Najveće koncentracije radona u obe prostorije (315 Bq $m^{-3}$ i 448 Bq $m^{-3}$) izmerene su u kući izgrađenoj od betona i kamena, sa dvostrukim prozorima i starosti manje od 30 godina. Merenja doze gama zračenja u vazduhu i sadržaja radionuklida u zemljištu mogu dati preciznije informacije o uzroku visokih koncentracija radona na ovoj lokaciji.

**Tabela 1. Deskriptivna statistika koncentracije radona u regionu Gore**

| | **Godišnja koncentracija $^{222}$Rn (Bq $m^{-3}$)** | | |
|---|---|---|---|
| | **Dnevna soba** | **Spavaća soba** | **Prosečna Vrednost** |
| Minimum | 26 | 17 | 27 |
| Maksimum | 315 | 448 | 381,5 |
| Medijana | 54 | 50,5 | 60 |
| Srednja vrednost | 85,7 | 75,6 | 80,7 |
| Standardna devijacija | 74,8 | 93,5 | 77,7 |
| Geometrijska sredina | 64,8 | 53,5 | 63,3 |
| Geometrijska standardna devijacija | 2,2 | 2,4 | 2,1 |

Izvestan doprinos ovog istraživanja ogleda se u dopuni baze podataka pri izradi mape rizika od radona za teritoriju Kosova i Metohije [20].

## 4. ZAHVALNICA

Ovaj rad je urađen u okviru projekta III41028 Ministarstva prosvete, nauke i tehnološkog razvoja Republike Srbije.

## 5. LITERATURA

[1] UNSCEAR, 2006. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Report: Effects of ionizing radiation ANNEX E. Sources-to-effects assessment for radon in homes and workplaces. United Nations, New York, 2006.
[2] ICRP, 1993. International Commission on Radiological Protection. Protection against Radon-222 at Home and at Work. ICRP 65 Publication, Annals of the ICRP, Pergamon, Oxford, 1993.
[3] N. Hunter, C.R. Muirhead, F. Bochicchio and R.G.E. Haylock. Calculation of lifetime lung cancer risks associated with radon exposure, based on various models and exposure scenariosJ. *Radiol. Prot*. 35, 2015, 539–555.
[4] WHO, 2009. World Health Organization. WHO Handbook on Indoor Radon. A Public Health Perspective. WHO Press, Geneva, 2009.

[5] UNSCEAR, 2008. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and effects of ionizing radiation. Annex B: Exposure of the public and workers from various sources of radiation. United Nations, New York, 2008.
[6] CEC, Commission of the European Communities, 1990. Commission recommendation of 1990 on the protection of the public against indoor exposure to radon. *European Journal of Communication*. L80 26-28.
[7] A.S. Alghamdi & K.A. Aleissa. Influences on indoor radon concentrations in Riyadh, Saudi Arabia. *Radiation Measurements*. 62, 2014, 35-40.
[8] A. Kurnaz, B. Kucukomeroglu, U. Cevik & N. Celebi. Radon level and indoor gamma doses in dwellings of Trabzon, Turkey. Applied Radiation and Isotopes. 69, 2011, 1554-1559.
[9] Z. Stojanovska, J. Januseski, B. Boev & M. Ristova. Indoor exposure of population to radon in the FYR of Macedonia. Radiation Protection Dosimetry. 148, 2012, 162–167.
[10] N. Kavasi, C. Nemeth, T. Kovacs, S. Tokonami, V. Jobbagy, A. Varhegyi, Z. Gorjanacz, T. Vigh & J. Somlai. Radon and thoron parallel measurements in Hungary. Radiation Protection Dosimetry. 123, 2007, 250–253.
[11] S. Forkapic, I. Bikit, J. Slivka, Lj. Conkic, M.Veskovic, N. Todorovic, E.Varga, D. Mrdja & E. Hulber. Indoor radon in rural dwellings of the South-Pannonian region. Radiation Protection Dosimetry 123, 2007, 378–383.
[12] Z.S. Žunić, P. Bossew, N.C. Ristic, F.Bochicchio, V. Carelli, J. Vaupotic, O.R. Čuknić, Z. Vojinovic, D. M. Kisić & T. Tollefsen. The indoor radon survey in Serbian schools: can it reflect also the general population exposure? Nukleonika 55 (4), 2010, 419-427.
[13] G. Milić, I.Yarmoshenko, B. Jakupi, M. Kovačević & Z.S. Žunić. Indoor radon measurements in Kosovo and Metohija over the period 1995–2007. Radiation Measurements 46, 2011, 141-144.
[14] L. Gulan, G. Milic, P. Bossew, Y. Omori, T. Ishikawa, R. Mishra, Y. S. Mayya, Z. Stojanovska, D. Nikezic, B. Vuckovic & Z.S. Zunic. Field experience on indoor radon, thoron and their progenies with solid-state detectors in a survey of Kosovo and Metohija (Balkan region). Radiation Protection Dosimetry 152(1-3), 2012, 189-197.
[15] L. Gulan, F. Bochicchio, C. Carpentieri, G.Milic, J. Stajic, D. Krstic, Z. Stojanovska, D. Nikezic and Z.S. Zunic. High annual radon concentration in dwellings and natural radioactivity content in nearby soil in some rural areas of Kosovo and Metohija (Balkan region). Nuclear Technology and Radiation Protection, 28(1), 2013, 60-67.
[16] J.M Stajic., B. Milenkovic & D.Nikezic. Radon Concentrations in Schools and Kindergartens in Kragujevac City, Central Serbia, CLEAN – Soil, Air, Water 43 (10), 2015, 1361–1365.
[17] B. Vuckovic, L. Gulan, B.Milenkovic, J. M. Stajic & G. Milic. Indoor radon and thoron concentrations in some towns of central and South Serbia. Journal of Environmental Management 183, 2016, 938-944.
[18] Atlas održivog razvoja za Dragaš-Kosovo, Skupština opštine Dragaš, 2013.
[19] Geologija i petrologija: podaci zasnovani na podacima iz „Osnovne geološke karte SFRJ“, 1:100.000, Geološki institut, Beograd, 1970-1984.

[20] Lj. Gulan. Radon i toron u vazduhu zatvorenih prostorija na Kosovu i Metohiji: korelacija i mape rizika, Monografija, Akademska misao, Beograd, 2015.

# A SURVEY OF INDOOR RADON CONCENTRATIONS IN GORA DISTRICT, KOSOVO AND METOHIJA

**Ljiljana GULAN[1], Gordana MILIĆ[1], Bajram JAKUPI[1] i Zora S. ŽUNIĆ[2]**

1) *University of Pristina, Faculty of Natural Science and Mathematics, Kosovska Mitrovica, Serbia, ljiljana.gulan@pr.ac.rs, ljgulan@gmail.com*
2) *University of Belgrade, Institute of Nuclear Sciences "Vinca", Belgrade, Serbia*

***ABSTRACT***

*Annual indoor radon measurements were carried out in two rooms of 20 mostly ground floor dwellings in Gora District, Southwestern part of Kosovo and Metohija. The CR-39 Gammadata detectors were placed in the living rooms and bedrooms. Annual radon concentration in the living rooms range from 26 to 315 Bq $m^{-3}$ with a mean value of 85.7 Bq $m^{-3}$, while the same one in bedrooms range from 28 to 448 Bq $m^{-3}$ with mean value of 75.6 Bq $m^{-3}$. The distributions of radon concentration measured in living rooms and bedrooms follow the expected lognormal shape; Mann-Whitney test confirmed no significant systematic difference between radon concentrations in the two room types appears. The highest value of radon concentration in both rooms was in dwelling built from stone and concrete.*

# KONCENTRACIJA RADONA, PRIRODNIH I VEŠTAČKIH RADIONUKLIDA U KRAGUJEVAČKIM VRTIĆIMA

**Biljana MILENKOVIĆ, Jelena STAJIĆ i Dragoslav NIKEZIĆ**
*Univerzitet u Kragujevcu, Prirodno-matematički fakultet, Kragujevac, Srbija,*
*bmilenkovic@kg.ac.rs, jbozovic@kg.ac.rs, nikezic@kg.ac.rs*

***SADRŽAJ***
*Koncentracija radona je merena u zatvorenim prostorijama 14 javnih vrtića na teritoriji grada Kragujevca. Merenja su vršena korišćenjem pasivnih UFO detektora, koji su nakon tromesečnog izlaganja elektrohemijski tretirani. Dobijene vrednosti se kreću u intervalu (27-145) Bq $m^{-3}$. Takođe je izvršena gamaspektrometrijska analiza uzoraka zemlje prikupljene u dvorištima vrtića, pri čemu su određene specifične aktivnosne koncentracije $^{226}Ra$, $^{232}Th$, $^{40}K$ i $^{137}Cs$ čije srednje vrednosti ± standardne devijacije iznose (34,6 ± 5,7), (42,5 ± 6,3), (414 ± 91) i (44,7 ± 40,8) Bq $kg^{-1}$, respektivno. Ispitana je korelacija između koncentracije radona u zatvorenim prostorijama i sadržaja $^{226}Ra$ u okolnom zemljištu.*

## 1. UVOD

Radijaciono izlaganje stanovništva najvećim delom potiče od prirodnih i veštačkih (antropogenih) radionuklida prisutnih u životnoj sredini. Antropogeni radionuklidi se javljaju kao rezultat ljudskih aktivnosti i predstavljaju posledicu nuklearnih proba i akcidenata. Jedan od najvažnijih veštačkih radionuklida je $^{137}Cs$, koji je na tlu Srbije prisutan uglavnom kao posledica Černobiljskog akcidenta. Nasuprot tome, prirodno zračenje je prisutno na Zemlji još od njenog nastanka, a sastoji se od kosmičkog zračenja i zračenja primordijalnih radionuklida. Najveći doprinos prirodnom izlaganju daju terestrijalni radionuklidi $^{238}U$,$^{232}Th$ i $^{40}K$ koji, zajedno sa svojim radioaktivnim potomcima, predstavljaju dominantni izvor spoljašnjeg i unutrašnjeg ozračivanja [1].
U lancima radioaktivnih raspada primordijalnih radionuklida - urana $^{235}U$, $^{238}U$ i torijuma $^{232}Th$ nastaju izotopi radona, $^{219}Rn$, $^{222}Rn$ i $^{220}Rn$, respektivno. Ovi gasoviti produkti imaju mogućnost napuštanja mesta nastanka i ekshalacije u atmosferu, a zbog mogućnosti akumuliranja u zatvorenim prostorijama oni daju najveći doprinos ukupnoj dozi ozračivanja stanovništva [1]. Zahvaljujući relativno dugom vremenu poluraspada (3,825 dana) kao i njegovoj obilnosti u prirodi, najznačajniji izotop radona je $^{222}Rn$. Na osnovu podataka Svetske zdravstvene organizacije, radon predstavlja drugi vodeći uzročnik kancera pluća, posle duvanskog dima [2]. Deca su posebno osetljiva na efekte zračenja usled intezivnog rasta i slabije sposobnosti metabolizacije i eliminacije [3].
U ovom radu su predstavljeni rezultati merenja koncentracija radona u prostorijama 14 javnih vrtića na teritoriji grada Kragujevca. Osim toga, izvršena su merenja koncentracija aktivnosti prirodnih radionuklida i $^{137}Cs$ u zemljištu uzorkovanom u dvorištima vrtića. Ispitana je korelacija između koncentracije radona u zatvorenim prostorijama i sadržaja $^{226}Ra$ u okolnom zemljištu.

## 2. EKSPERIMENTALNI DEO

Uzorci neobrađenog zemljišta do dubine 10 cm su prikupljeni u dvorištima vrtića, primenjujući IAEA metod [4]. Uzorci su sušeni do konstantne mase, homogenizovani i

pakovani u Marineli posude od 450 ml. Nakon uspostavljanja radioaktivne ravnoteže izmedju $^{226}$Ra i njegovih potomaka, vršena su gama-spektrometrijska merenja korišćenjem koaksijalnog HPGe detektora (GEM30-70, ORTEC) relativne efikasnosti 30% i energetske rezolucije (FWHM) od 1.85 keV na 1.33 MeV ($^{60}$Co). U cilju smanjenja prirodnog fona detektor je smešten u olovno kućište debljine 10 cm. Merenje uzoraka je vršeno 6 h. Koncentracije aktivnosti $^{226}$Ra, $^{232}$Th, $^{40}$K i $^{137}$Cs u uzorcima su određivane na osnovu gama linija prikazanih u tabeli 1.

**Tabela 1. Gama linije korišćene za određivanje koncentracija aktivnosti**

| Radionuklid | Potomak | Gama energija (keV) | Intenzitet (%) |
|---|---|---|---|
| $^{226}$Ra | $^{214}$Pb | 351,9 | 37,1 |
| | $^{214}$Bi | 609,3 | 46,1 |
| | $^{214}$Bi | 1764,5 | 15,9 |
| $^{232}$Th | $^{228}$Ac | 338,3 | 12 |
| | $^{228}$Ac | 911,1 | 29 |
| | $^{228}$Ac | 968,9 | 17,5 |
| | $^{208}$Tl | 338,3 | 86 |
| | $^{208}$Tl | 860,6 | 12 |
| $^{40}$K | | 1460,7 | 10,7 |
| $^{137}$Cs | | 661,6 | 84,6 |

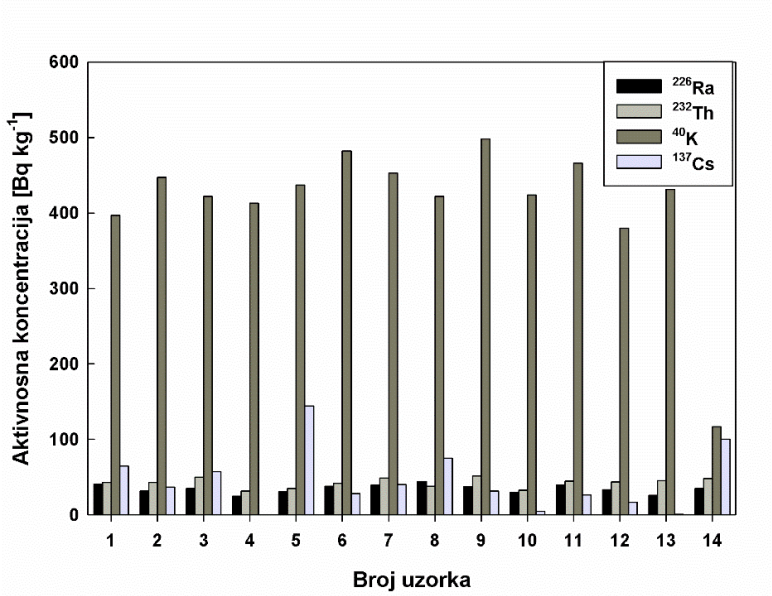
Koncentracije radona su merene korišćenjem diskriminativnih radon/toron pasivnih detektora (UFO), razvijenih u Nacionalnom Institutu za Radiološke Nauke (NIRS, Chiba) u Japanu. Detektori su postavljani u prostorije najniže spratnosti u kojima borave deca. Ovi dozimetri se sastoje iz dve hemisfere poluprečnika 120 i 75 mm. Kroz bočne otvore u gornju hemisferu (120 mm) ulaze radon i toron, ali, zbog različitih vremena poluraspada, samo radon prodire u donju hemisferu (75 mm) koja je sa gornjom povezana tačkastim otvorom. Koncentracija $^{222}$Rn se određuje na osnovu tragova alfa-čestica na Makrofol detektoru koji se postavlja između hemisfera, a okrenut je ka donjoj hemisferi. Nakon tromesečnog izlaganja (od novembra 2013. do februara 2014), Makrofol detektori su podvrgnuti procesu nagrizanja koji se sastoji od 30 min hemijskog i 3 h elektrohemijskog tretiranja u rastvorima KOH (1 N i 8 N). Nagrizanje je vršeno pri konstantnoj temperaturi od 30°C i naponu od 800 V, sa frekvencijom od 2 kHz. Nakon nagrizanja, polikarbonatni detektori su ispirani rastvorom hlorovodonične kiseline i destilovanom vodom.

Gustina tragova je određena pomoću optičkog mikroskopa, a korišćen je kalibracioni koeficijent $k_{Rn}$ = (0,026 ± 0,003) (tr cm$^{-2}$)/(Bq m$^{-3}$ d) [5].

## 3. Rezultati i diskusija

Specifične aktivnosti prirodnih radionuklida i $^{137}$Cs za svih 14 uzoraka zemlje prikazane su na slici 1, dok je deskriptivna statistika rezultata merenja predstavljena u tabeli 2. Srednje vrednosti specifičnih aktivnosti (± standardna devijacija) $^{226}$Ra, $^{232}$Th, $^{40}$K i $^{137}$Cs iznose: (34,6 ± 5,7), (42,5 ± 6,3), (414 ± 91) i (44,7 ± 40,8) Bq kg$^{-1}$, respektivno. Dobijeni rezultati ne odstupaju značajno od prosečnih svetskih vrednosti koje iznose 32, 45 i 412 Bq kg$^{-1}$ za $^{226}$Ra, $^{232}$Th i $^{40}$K [6], respektivno. Sa druge strane, maksimalna

specifična aktivnost $^{137}$Cs (144,3 Bq kg$^{-1}$) izmerena u uzorku br. 5 znatno prevazilazi prosečne vrednosti ranije merene u Srbiji [7].




**Slika 1. Koncentracije radionuklida izmerene na 14 lokacija**

**Tabela 2. Deskriptivna statistika specifičnih aktivnosti radionuklida, jačine apsorbovane doze u vazduhu ($\dot{D}$), godišnje efektivne doze za odrasle ($D_E$ *) i za decu ($D_E$ **) i rizika pojave kancera (ELCR)**

| | Min | Max | AM | GM | SD | MED |
|---|---|---|---|---|---|---|
| $^{226}$Ra [Bq kg$^{-1}$] | 24,6 | 44,4 | 34,6 | 34,2 | 5,7 | 34,8 |
| $^{232}$Th [Bq kg$^{-1}$] | 31,5 | 51,5 | 42,5 | 48 | 6,3 | 43,2 |
| $^{40}$K [Bq kg$^{-1}$] | 117 | 498 | 413,5 | 396,2 | 91 | 427,5 |
| $^{137}$Cs [Bq kg$^{-1}$] | 0,7 | 144,3 | 44,7 | 22,03 | 40,8 | 34,1 |
| $^{222}$Rn [Bq m$^{-3}$] | 27 | 145 | 73,3 | 65,7 | 35,6 | 72 |
| $\dot{D}$ [nGy h$^{-1}$] | 27 | 69,1 | 58,9 | 58,6 | 6,5 | 60,1 |
| $D_E$ * [μSv] | 58,4 | 84,7 | 72,3 | 71,9 | 7,9 | 73,7 |
| $D_E$ ** [μSv] | 66,7 | 96,9 | 82,6 | 82,1 | 9,1 | 84,3 |
| ELCR* ($10^{-4}$) | 2,25 | 3,26 | 2,78 | 2,77 | 0,31 | 2,84 |
| ELCR** ($10^{-4}$) | 2,57 | 3,73 | 3,18 | 3,16 | 0,35 | 3,24 |

* za odrasle; ** za decu;

Izmerene koncentracije radona kreću se u intervalu (27-145) Bq m$^{-3}$. Najveća koncentracija je izmerena u vrtiću br. 4. U pitanju je prizemni montažni objekat bez

podruma, sagrađen u prvoj dekadi 21. veka. Iako je ovo najveća izmerena vrednost ona ipak ne prelazi granicu od 200 Bq $m^{-3}$ propisanu za novoizgrađene objekte [8].
U tabeli 2 su takođe prikazani rezultati jačine apsorbovane doze $\dot{D}$ (nGy $h^{-1}$) u vazduhu na visini 1 m iznad tla koja se računa po formuli [6]:

$$\dot{D} = 0.462\,A_{Ra} + 0.604\,A_{Th} + 0.0417\,A_K \quad (1)$$

gde su $A_{Ra}$, $A_{Th}$ i $A_K$ specifične aktivnosti $^{226}$Ra, $^{232}$Th i $^{40}$K (Bq $kg^{-1}$). Opseg izračunatih vrednosti jačine apsorbovane doze je (27-69,1) nGy $h^{-1}$ dok je srednja vrednost 58,9 nGy $h^{-1}$.
Godišnja efektivna doza za odrasle i decu računata je prema sledećoj formuli [6]:

$$D_E = c \cdot \dot{D} \cdot t \cdot p \quad (2)$$

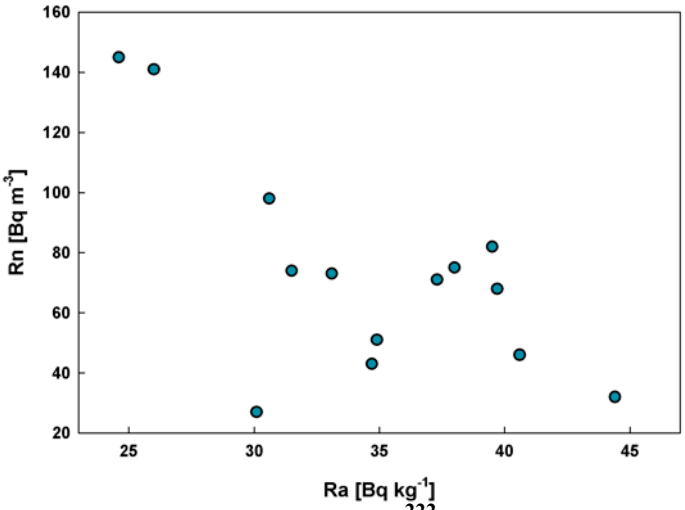
gde je *c* konverzioni koeficijent koji iznosi 0,7 Sv $Gy^{-1}$ za odrasle i 0,8 Sv $Gy^{-1}$ za decu [9], *t* je godišnje vreme izlaganja koje iznosi 8760 h, a *p* je faktor koji se odnosi na vreme boravka stanovništva na otvorenom (0,2) [6]. Dobijene srednje vrednosti iznose 72,3 μSv i 82,6 μSv za odrasle i decu, respektivno. Doprinos veštačkog radionuklida $^{137}$Cs godišnjoj efektivnoj dozi je neznatan u odnosu na doprinos prirodnih radionuklida pa nije uzet u obzir.
Korišćenjem godišnje efektivne doze izračunat je rizik pojave kancera po formuli:

$$ELCR = D_E \cdot DL \cdot PC \quad (3)$$

gde je *DL* životni vek (70 godina), a *PC* je nominalni koeficijent verovatnoće za rizik od kancera za čitavu populaciju i iznosi $5{,}5 \cdot 10^{-2}$ $Sv^{-1}$ [10]. Dobijeni rizik za pojavu kancera (ELCR) se kreće u intervalu od $2{,}57 \cdot 10^{-4}$ do $3{,}73 \cdot 10^{-4}$ za decu i od $2{,}25 \cdot 10^{-4}$ do $3{,}26 \cdot 10^{-4}$ za odrasle (tabela 2).
Tabela 3 prikazuje Spirmanove koeficijente korelacije (*Spearman's rho*) između specifičnih aktivnosti radionuklida u zemljištu i radona u vazduhu, dobijene korišćenjem SPSS softvera za statističku obradu podataka. Iz tabele se vidi da je dobijena negativna korelacija između koncentracije $^{222}$Rn u zatvorenim prostorijama i specifične aktivnosti $^{226}$Ra u okolnom zemljištu (*rho*= –0,468). S obzirom da je $^{222}$Rn direktni potomak $^{226}$Ra, ovakva korelacija se može objasniti činjenicom da veliki broj dodatnih faktora utiče na koncentraciju radona u zatvorenim prostorijama (permeabilnost tla, konstrukcija i građevinski materijali korišćeni u izgradnji objekata, ventilacija, tip grejanja itd.). U prilog tome idu i rezultati studija koji takođe ukazuju na slabu povezanost koncentracije radona u vazduhu zatvorenih prostorija sa koncentracijom $^{226}$Ra u zemljištu [11-13]. Korelacija između $^{222}$Rn i $^{226}$Ra je ilustrovana na slici 2.

**Tabela 3. Spirmanova korelaciona matrica**

| | **$^{226}$Ra** | **$^{232}$Th** | **$^{40}$K** | **$^{137}$Cs** | **$^{222}$Rn** |
|---|---|---|---|---|---|
| **$^{226}$Ra** | 1 | 0,279 | 0,154 | 0,499 | -0,468 |
| **$^{232}$Th** | | 1 | 0,207 | 0,165 | -0,081 |
| **$^{40}$K** | | | 1 | -0,134 | 0,260 |
| **$^{137}$Cs** | | | | 1 | -0,314 |
| **$^{222}$Rn** | | | | | 1 |




**Slika 2. Korelacija između koncentracije $^{222}$Rn u zatvorenim prostorijama i specifične aktivnosti $^{226}$Ra u okolnom tlu**

## 4. ZAKLJUČAK

U ovom radu su predstavljeni rezultati merenja koncentracije radona u zatvorenim prostorijama 14 javnih vrtića na teritoriji grada Kragujevca, kao i rezultati specifičnih aktivnosti prirodnih radionuklida i $^{137}$Cs u okolnom zemljištu. Koncentracije radona dobijene nakon tromesečnog izlaganja kreću se u intervalu (27-145) Bq m$^{-3}$. Specifične koncentracije aktivnosti $^{226}$Ra, $^{232}$Th, $^{40}$K i $^{137}$Cs ± standardne devijacije iznose: (34,6 ± 5,7), (42,5 ± 6,3), (414 ± 91) i (44,7 ± 40,8) Bq kg$^{-1}$, respektivno. Dobijena je negativna korelacija između koncentracije $^{222}$Rn u zatvorenim prostorijama i specifične aktivnosti $^{226}$Ra u okolnom zemljištu (*rho*= –0,468). Ova korelacija se može objasniti činjenicom da veliki broj dodatnih faktora utiče na koncentraciju radona u zatvorenim prostorijama kao što su karakteristike tla, građevinski materijali korišćeni u izgradnji objekata i različiti antropogeni faktori.

## 5. ZAHVALNICA

Ovaj rad je podržan od strane Ministarstva prosvete, nauke i tehnološkog razvoja, kroz projekat $N_0$ 171021.

## 6. LITERATURA

[1] UNSCEAR, Sources and effects of ionizing radiation, Report to General Assembly, with Scientific Annexes, New York (2000) United Nations.
[2] WHO - World Health Organization (2005) Fact Sheet No. 291: Radon and cancer. http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs291/en/index.html
[3] Fan, R., Wang, D., Mao, C., Ou, S., Lian, Z., Huang, S., Lin, Q., Ding, R., She, J., (2012) Preliminary study of children's exposure to PAHs and its association with 8-hydroxy-2′-deoxyguanosine in Guangzhou, China. Environ. Int. 42, 53–58.
[4] IAEA, Soil sampling for environmental contaminants. IAEA-TECDOC-1415 (2004) IAEA Vienna.

[5] Stajic, J.M., Milenkovic, B., Nikezic, D. (2015). Radon concentrations in schools and kindergartens in Kragujevac city, Central Serbia. CLEAN – Soil, Air, Water 43: 1361–1365.
[6] UNSCEAR, Report to the General Assembly, Annex B: Exposure of the public and workers from various sources of radiation, New York (2008) United Nations.
[7] Milenković, B., Stajić, J. M., Gulan, Lj., Zeremski, T., Nikezić, D., 2015. Radioactivity levels and heavy metals in urban land in central Serbia. Environmental Science and Pollution Research 22, 16732-16741.
[8] International Commission on Radiological Protection, ICRP 65–Protection Against Radon-222 at Home and Work, Pergamon Press, Oxford 1993.
[9] Vanmarcke, H., 2005. Comments of the Belgian Society for Radiation Protection (BVS-ABR) Recommendations of the International Commission on Radiological Protection.
[10] ICRP, 2007. The Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103, Pergamon, Oxford, UK.
[11] Gulan, L., Stajic, J.M., Bochicchio, F., Carpentieri, C., Milic, G., Nikezic, D., Zunic, Z.S. (2017). Is high indoor radon concentration correlated with specific activity of radium in nearby soil? A study in Kosovo and Metohija. Environmental Science and Pollution Research, DOI 10.1007/s11356-017-9538-8.
[12] Gulan, L., Bochicchio, F., Carpentieri, C., Milic, G., Stajic, J., Krstic, D. et al (2013). High annual radon concentration in dwellings and natural radioactivity content in nearby soil in some rural areas of Kosovo and Metohija (Balkan region). Nuclear Technology & Radiation Protection 28(1):60–67
[13] Forkapic, S., Maletic, D., Vasin, J., Bikit, K., Mrdja, D., Bikit, I. et al (2017) Correlation analysis of the natural radionuclides in soil and indoor radon in Vojvodina, province of Serbia. J Environ Radioact 166, 403-411.

# INDOOR RADON, NATURAL AND ARTIFICIAL RADIONUCLIDES IN KINDERGARTENS OF KRAGUJEVAC CITY

**Biljana MILENKOVIĆ, Jelena STAJIĆ i DragoslavNIKEZIĆ**
*University of Kragujevac, Faculty of Science, Kragujevac, Serbia,*
*bmilenkovic@kg.ac.rs, jbozovic@kg.ac.rs, nikezic@kg.ac.rs*

***ABSTRACT***
*The concentration of indoor radon was measured in 14 public kindergartens in the city of Kragujevac. Measurements were performed using passive UFO detectors, which were subjected to three-month exposurefollowed by electrochemical etching. Obtained valuesranged from 27 to 145 Bq* $m^{-3}$*. Besides, gamma-spectrometric analysis of the soil samples collected in the backyards of kindergartens was performed, and the average values (± standard deviation)of the specific activitiesof* $^{226}Ra$, $^{232}Th$, $^{40}K$ *and* $^{137}Cs$ *were 34.6 ± 5.7, 42.5 ± 6.3, 414 ± 91 and 44.7 ± 40.8 Bq* $kg^{-1}$*, respectively. The correlation between indoor radon concentration and the content of* $^{226}Ra$ *in the surrounding soil was investigated.*

# STUDIJA SLUČAJA SEZONSKE VARIJACIJE KONCENTRACIJE RADONA U PORODIČNOJ KUĆI U SRBIJI

**Vladimir UDOVIČIĆ[1], Dimitrije MALETIĆ[1], Aleksandar DRAGIĆ[1], Radomir BANJANAC[1], Dejan JOKOVIĆ[1] i Sofija FORKAPIĆ[2]**

*1) Univerzitet u Beogradu, Institut za fiziku u Beogradu, Beograd, Srbija, udovicic@ipb.ac.rs*

*2) Univerzitet u Novom Sadu, PMF Novi Sad, Novi Sad, Srbija, sofija@df.uns.ac.rs*

***SADRŽAJ***

*Usled uticaja velikog broja parametara, ponašanje radona u zatvorenim prostorijama ima složenu dinamiku. Na osnovu merenja koncentracije radona, izdvajaju se dve periodičnosti, dnevna i sezonska. U ovom radu su prikazani rezultati merenja koncentracije radona u jednoj tipičnoj porodičnoj kući u Srbiji, u toku tri sukcesivne godine u februaru i julu svake godine. Korišćene su sledeće tehnike merenja radona: aktivna i metoda ugljenih kanistara. Takođe su prikazani rezultati ovih interkomparativnih merenja.*

## 1. UVOD

Istraživanje dinamike radona i primena mera za njegovo smanjenje u različitim sredinama, naročito u zatvorenim prostorijama, ima veliki značaj u smislu zaštite od jonizujućih zračenja. Objavljeni rezultati i razvoj mnogih modela kojima se opisuje ponašanje radona ukazuju na složenost ovog istraživanja, posebno sa modelima za predviđanje varijabilnosti radona [1-3]. To je zato što varijabilnost radona zavisi od velikog broja faktora kao što su geologija, propustljivost zemljišta, građevinski materijali koji se koriste za izgradnju kuća i zgrada, stanje unutrašnje atmosfere (temperatura, pritisak i relativna vlažnost), koncentracija aerosola, brzina razmene između unutrašnjeg i spoljašnjeg vazduha, kao i životnih navika ljudi. Poznato je da varijabilnost koncentracije radona ima dve glavne periodičnosti i to od jednog dana i jedne godine. Takođe je poznato da postoji sezonska varijacija koncentracije radona. To je razlog zašto je posebno zanimljivo istražiti varijaciju radona na istom mernom mestu, iz godine u godinu, zbog procene individualne godišnje doze od izlaganja radonu. U tom smislu, pratili smo dugoročne varijacije koncentracije radona u jednoj tipičnoj porodičnoj kući u Srbiji. Merenja su obavljena tokom 2014., 2015. i 2016. godine, u februaru i julu, svake godine. Koristili smo sledeće merne tehnike: aktivna i metoda korišćenja ugljenih kanistara. Detaljna analiza dobijenih rezultata je prikazana u ovom radu.

## 2. METODE MERENJA RADONA

Vremenske serije merenih koncentracija radona, temperature i relativne vlažnosti u ispitivanoj kući dobijene su pomoću uređaja SN1029 (proizvođača Sun Nuclear Corporation). To je merni uređaj jednostavne konstrukcije i primene u praksi. U suštini, radi se o brojaču sa dodatkom senzora za merenje meteoroloških parametara. Nedostatak uređaja je nemogućnost merenja koncentracije radona u zemljištu i vodi. Operater može podesiti vremenske sekvence od 0,5 sati do 24 sati. Jedan ciklus merenja može trajati 1000 sati ili ukupno 720 vremenskih sekvenci (broj sukcesivnih merenja, odnosno tačaka u vremenskoj seriji). Uređaj je bio podešen da radi u vremenskoj sekvenci od 2 sata.

Simultano su mereni temperatura, vazdušni pritisak i vlažnost. U saradnji sa kolegama iz Laboratorije za ispitivanje radioaktivnosti uzoraka i doze jonizujućeg i nejonizujućeg zračenja, PMF, Novi Sad urađena su interkomparativna merenja, korišćenjem standardne skrining metode za merenje koncentracije radona pomoću adsorpcije na aktivnom uglju prema US EPA protokolu 520/5-87-005 [4], tokom februara 2014., 2015. i 2016. godine. Porodična kuća izabrana za merenja i analize varijacije radona je tipična kuća u Beogradu (slika 1).




**Slika 1. Porodična kuća u kojoj su vršena merenja**

Karakterističan je stil gradnje u kome se kuća gradi više godina uz konstantno dograđivanje i nadogradnju, što potencijalno može biti izvor ulaska radona u takve kuće. Kuća ima podrum i izgrađena je od standardnih materijala (cigla-blok, beton, malter). Na kraju je urađena i izolacija korišćenjem stiropora debljine 5 cm. Merenja radona su izvršena u dnevnoj sobi porodične kuće. Tokom perioda merenja (zima-leto 2014, 2015. i 2016), kuća je prirodno ventilirana i korišćen je klima uređaj u oba režima, grejanja i hlađenja. Tokom zimskog perioda merenja pored klima uređaja, korišćena je termoakumulaciona peć i uljani radijatori. Izmerene koncentracije radona, sobna temperatura (T) i relativna vlažnost unutar kuće su dobijeni korišćenjem radon monitora.

## 3. REZULTATI

Merenja su obavljena tokom februara i jula 2014., 2015. i 2016. koristeći radon monitor i metode pomoću adsorpcije na aktivnom uglju. Rezultati su prikazani u tabeli 1. Uočena je izrazita sezonska varijacija radona, pri čemu je koncentracija radona u zimskom periodu za red veličine veća nego u letnjem periodu. Rezultati merenja radona pomoću dve različite metode su u dobroj saglasnosti.

**Tabela 1. Rezultati merenja radona, temperature i vlažnosti vazduha tokom februara i jula 2014., 2015. i 2016.**

| | 2014. | | 2015. | | 2016. | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | **Februar** | **Juli** | **Februar** | **Juli** | **Februar** | **Juli** |
| Minimum [$Bqm^{-3}$] | 15 | 0 | 28 | 0 | 12 | 3 |
| Maximum [$Bqm^{-3}$] | 1000 | 286 | 915 | 88 | 1013 | 262 |
| Mediana [$Bqm^{-3}$] | 418 | 25 | 524 | 22 | 412 | 28 |
| AM(SD) [$Bqm^{-3}$] | 402(216) | 40(41) | 508(207) | 27(18) | 423(214) | 39(32) |
| Temperatura [$^oC$] | 20,4(0,8) | 24,7(0,9) | 21,2(0,6) | 24,9(0,8) | 22,3(0,6) | 24,6(0,8) |
| Vlažnost [%] | 67,4(5,7) | 67,8(4,8) | 68,2(4,8) | 51,5(4,7) | 64,0(6,4) | 58,9(7,5) |
| Ugljeni kanister [$Bqm^{-3}$] | 432(10) | / | 518(6) | / | 407(5) | / |

## 4. ZAKLJUČAK

U ovom radu, praćena je varijabilnost radona u dnevnoj sobi jedne porodične kuće u Beogradu tokom dva izabrana meseca u godini (februar i juli), i to tri godine za redom, 2014., 2015. i 2016. Rezultati pokazuju izrazitu sezonsku varijaciju, s tim što nivoi radona za iste mesece u godini pokazuju relativnu reproducibilnost. Male varijacije su uslovljene, pre svega varijacijama meteo parametara. Takođe, interkomparativna merenja radona dvema različitim metodama pokazuju dobru saglasnost.

## 5. ZAHVALNICA

Ovaj rad je realizovan uz podršku Ministarstva prosvete, nauke i tehnološkog razvoja Republike Srbije u okviru projekta pod brojem III43002.

## 6. LITERATURA

[1] D. Maletić, V. Udovičić, R. Banjanac, D. Joković, A. Dragić, N. Veselinović, J. Filipović. Comparison of multivariate classification and regression methods for indoor radon measurements. *Nuclear Technology and Radiation Protection* 29, 2014, 17-23.

[2] D. Maletić, V. Udovičić, R. Banjanac, D. Joković, A. Dragić, N. Veselinović, J. Filipović. Correlative and multivariate analysis of increased radon concentration in underground laboratory. *Radiation Protection Dosimetry* 162 (1-2), 2014, 148-151.

[3] J. Filipović, D. Maletić, V. Udovičić, R. Banjanac, D. Joković, M. Savić, N. Veselinović. The use of multivariate analysis of the radon variability in the underground laboratory and indoor environment. *Nukleonika* 61(3), 2016, 357-360.

[4] EPA 520/5-87-005, Gray D.J, Windham S.T, United States Environmental Protection Agency, Montgomery, 1987.

# CASE STUDY OF THE INDOOR RADON SEASONAL VARIABILITY IN THE FAMILY HOUSE IN SERBIA

**Vladimir UDOVIČIĆ[1], Dimitrije MALETIĆ[1], Aleksandar DRAGIĆ[1], Radomir BANJANAC[1], Dejan JOKOVIĆ[1] i Sofija FORKAPIĆ[2]**

*1) University of Belgrade, Institute of Physics Belgrade, Belgrade, Serbia, udovicic@ipb.ac.rs*

*2) University of Novi Sad, PMF Novi Sad, Novi Sad, Serbia, sofija@df.uns.ac.rs*

***ABSTRACT***

*Due to the impact of a large number of parameters, the behavior of radon indoors has complex dynamics. Radon time-series analysis, based on the short-term indoor radon measurements performed worldwide, shows two main periodicity: daily and seasonal. This paper presents the results of the indoor radon measurements in a typical family house in Serbia, during three successive years in February and July each year. The following techniques were used for radon measurements: active and charcoal canister methods. It also presents the results of these intercomparison measurements.*

# PROCJENE GUSTINE FLUKSA RADONA IZ TLA ZA TERITORIJU CRNE GORE

**Nikola SVRKOTA[1] i Nevenka M. ANTOVIĆ[2]**

*1) Centar za ekotoksikološka ispitivanja, Podgorica, Crna Gora, nikola.svrkota@ceti.co.me*

*2) Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet Crne Gore, Podgorica, Crna Gora, nenaa@rc.pmf.ac.me*

***SADRŽAJ***

*Gustina fluksa $^{222}$Rn iz tla, na površini suvog zemljišta, procijenjena je na osnovu koncentracije aktivnosti $^{226}$Ra u zemljištu u Crnoj Gori. Na osnovu prethodno objavljenih podataka i novih mjerenja, analizirano je ukupno 56 lokacija, i obuhvaćeni su svi regioni (primorski, centralni i sjeverni). Mjerne tačke bile su u svim gradovima Crne Gore, sa pogušćenjima u Podgorici (ukupno 13 mjernih tačaka), Nikšiću (12 mjernih tačaka) i Mojkovcu (13 mjernih tačaka). Za 56 lokacija, koncentracije aktivnosti $^{226}$Ra u zemljištu su u opsegu (11-216) Bq/kg, sa srednjom vrijednošću 41.3 Bq/kg. Procijenjene gustine fluksa $^{222}$Rn na površini suvog zemljišta su u opsegu (0,005-0,077) Bq/(m$^2$s), sa srednjom vrijednošću 0,013 Bq/(m$^2$s). Ova srednja vrijednost gustine fluksa radona iz tla ne odstupa značajno od srednjeg fluksa koji je procijenjen za svjetski nivo – 0,.016 Bq/(m$^2$s), prema izvještaju UNSCEAR 2000. Analize za područja Podgorice, Nikšića i Mojkovca, pokazale su da je gustina fluksa radona iz tla najveća u Nikšiću (srednja vrijednost 0,018 Bq/(m$^2$s)).*

## 1. UVOD

Poznato je da su, od svih izotopa radona (Rn), najznačajniji radon ($^{222}$Rn), toron ($^{220}$Rn) i aktinon ($^{219}$Rn), koji se, kao gasoviti produkti, javljaju u radioaktivnim nizovima $^{238}$U, $^{232}$Th i $^{235}$U, respektivno.

Prema izvještajima Naučnog komiteta za efekte zračenja Ujedinjenih nacija (UNSCEAR), srednjoj godišnjoj efektivnoj dozi koju, na svjetskom nivou, čovjek primi od svih prirodnih izvora jonizujućih zračenja (2,4 mSv), dominantno doprinosi inhalacija radona (1,15 mSv, tj. oko 48%) [1, 2]. Istovremeno, $^{222}$Rn i njegovi potomci mogu izazvati kancer pluća. Međunarodna agencija za istraživanje kancera (IARC) Svjetske zdravstvene organizacije, u monografijama iz 1988. i 2012. godine [3, 4], radon i produkte njegovog raspada svrstava u kancerogene iz grupe 1, tj. sa *dovoljno dokaza kod ljudi*, uz napomenu da su uočene i određene veze između pojave leukemije i izlaganja radonu.

Osnovni izvori radona u zatvorenom prostoru (*indoor*), gdje su njegove koncentracije aktivnosti obično značajno veće od onih u vazduhu napolju, su tlo ispod objekta i korišćeni građevinski materijal. Građevinski materijal je značajan izvor radona u slučajevima kada sadrži povećane nivoe aktivnosti $^{226}$Ra, radioaktivnog roditelja $^{222}$Rn, i kada je porozan dovoljno da dozvoljava emanaciju radona.

U Crnoj Gori, u kojoj su rađena sistematska istraživanja koncentracija radona *indoor* [5-8], njegov glavni izvor je tlo ispod objekta.

Ilustracije radi, na Primorju Crne Gore, 2002-2003. godine, pasivnim dozimetrima, izmjerene su koncentracije aktivnosti radona u 126 stanova u ljetnjem periodu, 116 u zimskom periodu, i u 107 stanova u toku cijele godine [5]. Srednja vrijednost, standardna

devijacija, geometrijska sredina, geometrijska standardna devijacija, minimalna izmjerena vrijednost, maksimalna izmjerena vrijednost, kao i medijana *indoor* koncentracija radona za ljetnji period, bile su: 22,2 Bq/m$^3$, 20,1 Bq/m$^3$, 14,6 Bq/m$^3$, 2,9 Bq/m$^3$, ≤1,5 Bq/m$^3$, 175 Bq/m$^3$ i 15,4 Bq/m$^3$, respektivno [5]. U zimskom periodu, ove vrijednosti su bile: 42,7 Bq/m$^3$, 37,8 Bq/m$^3$, 31 Bq/m$^3$, 2,4 Bq/m$^3$, 4 Bq/m$^3$, 344 Bq/m$^3$ i 30,5 Bq/m$^3$, respektivno, a za godišnje ekspozicije: 31,8 Bq/m$^3$, 23,4 Bq/m$^3$, 25,5 Bq/m$^3$, 2,1 Bq/m$^3$, 3 Bq/m$^3$, 202 Bq/m$^3$ i 25,1 Bq/m$^3$, respektivno [5].
U glavnom gradu, Podgorici, *indoor* koncentracije radona izmjerene su u 89 stanova u toku cijele godine, u 94 stana u ljetnjem periodu i u 90 stanova u zimskom periodu [6], pokazujući maksimalne vrijednosti 557 Bq/m$^3$, 262 Bq/m$^3$ i 851 Bq/m$^3$, respektivno. Srednje vrijednosti bile su 70 Bq/m$^3$, 34,9 Bq/m$^3$ i 107 Bq/m$^3$, a geometrijske sredine 36,4 Bq/m$^3$, 21,8 Bq/m$^3$ i 47,8 Bq/m$^3$, respektivno.
Kad je u pitanju koncentracija radona u zemljištu, mjerenja pasivnim radiometrom, izvršena krajem 1994. godine, u četiri oblasti u Podgorici – Tološi, Beri, Momišići i Zabjelo [9], na 67 mjernih tačaka, pokazala su srednju vrijednost koncentracije radona od 37 kBq/m$^3$, sa standardnom devijacijom 16 kBq/m$^3$ i medijanom 34,2 kBq/m$^3$ [9]. Nema drugih podataka o koncentracijama radona u zemljištu u Crnoj Gori. Međutim, nedavno je izvršen određen broj mjerenja koncentracija aktivnosti radona u zemljištu na gradskom području Podgorice – radonskim detektorom RAD7, i po prvi put su urađene procjene tih koncentracija na osnovu koncentracija aktivnosti $^{226}$Ra u uzorcima zemljišta sa istih lokacija.
U ovom radu, a na osnovu koncentracija aktivnosti $^{226}$Ra u površinskom sloju zemljišta na 56 lokacija u Crnoj Gori, izvršene su procjene gustine fluksa radona iz tla, na površini suvog zemljišta. Uz rezultate novih mjerenja, korišćeni su i prethodno dobijeni rezultati koji se odnose na Mojkovac [10], Nikšić [11], a dijelom i na Crnu Goru [12].

## 2. MATERIJAL I METODE

Na 56 lokacija na teritoriji Crne Gore (slika 1), u svim gradovima i uz dodatna pogušćenja u Podgorici (ukupno 13 mjernih tačaka), i ranije u Mojkovcu (13 mjernih tačaka) i Nikšiću (12 mjernih tačaka), izvršeno je uzorkovanje površinskog sloja zemljišta. Uzorkovanje je vršeno u standardnoj proceduri [13, 14], sa površine (25 cm x 25 cm) uklanjan je gornji sloj, a zatim je uziman uzorak sa dubine do 5 cm. Uzorci su zatim sušeni prirodno, ili u sušnici (8 sati na 100 °C). Uzorci su zatim prosijavani kroz sito otvora 2 mm, mjerene su mase prosijanih uzoraka, koji su zatim hermetizovani silikonskim ljepilom – najčešće u Marineli posudama zapremine 1 L ili 0,5 L. Mjerenje uzoraka vršeno je ORTEC HPGe spektrometrima GEM – 30185-S relativne efikasnosti 35% i GEM – 40190 relativne efikasnosti 41%. Spektrometar GEM – 30185-S ima FWHM: 1,72 keV na 1,33 MeV ($^{60}$Co), 700 eV na 122 keV ($^{57}$Co), i brzinu brojanja fona 0,98 imp/s, dok spektrometar GEM – 40190 ima FWHM: 1.80 keV na 1,33 MeV ($^{60}$Co), 840 eV na 122 keV ($^{57}$Co), i brzinu brojanja fona 1,23 imp/s. Spektrometri su kalibrisani koristeći odgovarajuće kalibracione standarde, a mjerenje, tj. određivanje aktivnosti $^{226}$Ra, vršeno je nakon uspostavljanja radioaktivne ravnoteža sa potomcima, koji se raspadaju uz emisiju gama zračenja. Pri nedavnim mjerenjima uzoraka zemljišta sa gradskog područja Podgorice, na primjer, za kalibraciju je korišćen standard MBSS 2 (300415-1503041), *Czech Metrology Institute*, u Marineli posudi od 0,5 L, tj. miks radionuklida ukupne aktivnosti 41,46 kBq (01.06.2015. godine). Uzorci zemljišta takođe su bili u Marineli posudama 0,5 L, i svi su snimani po 30 000 s živog vremena. Korišćen

je softver Gamma Vision 32 [15] (kao i u slučaju svih ostalih uzoraka), a aktivnost $^{226}$Ra određena je kao srednja vrijednost aktivnosti koje su dobijene iz snimljenih spektara, tj. fotopikova na energijama 295 keV, 352 keV, 609 keV, 1120 keV i 1764 keV (gama zraka koji prate raspade $^{214}$Pb i $^{214}$Bi, u nizu $^{226}$Ra).




**Slika 1. Karta Crne Gore i lokacija uzorkovanja zemljišta**

Izmjerene koncentracije aktivnosti $^{226}$Ra u uzorcima površinskog zemljišta sa teritorije Crne Gore iskorišćene su za procjene gustine fluksa radona. Naime, gustina fluksa radona iz tla (u [Bq/(m$^2$s)]), na površini suvog zemljišta, prema izvještaju UNSCEAR 2000 je [1]:

$$J_D = C_{Ra}\,\lambda_{Rn} f\,\rho\,(1-\varepsilon)\,L\,, \qquad (1)$$

gdje je $C_{Ra}$ koncentracija aktivnosti $^{226}$Ra (Bq/kg), $\lambda_{Rn}$ je konstanta raspada $^{222}$Rn ($2.1\cdot10^{-6}$ s$^{-1}$), f je faktor emanacije (0,2), ρ je gustina zemljišta, ε je poroznost (0,25), L je difuziona dužina ($(D_e/\lambda_{Rn})^{1/2}$, gdje je $D_e$ efektivni difuzioni koeficijent, $2\cdot10^{-6}$ m$^2$/s [1]).

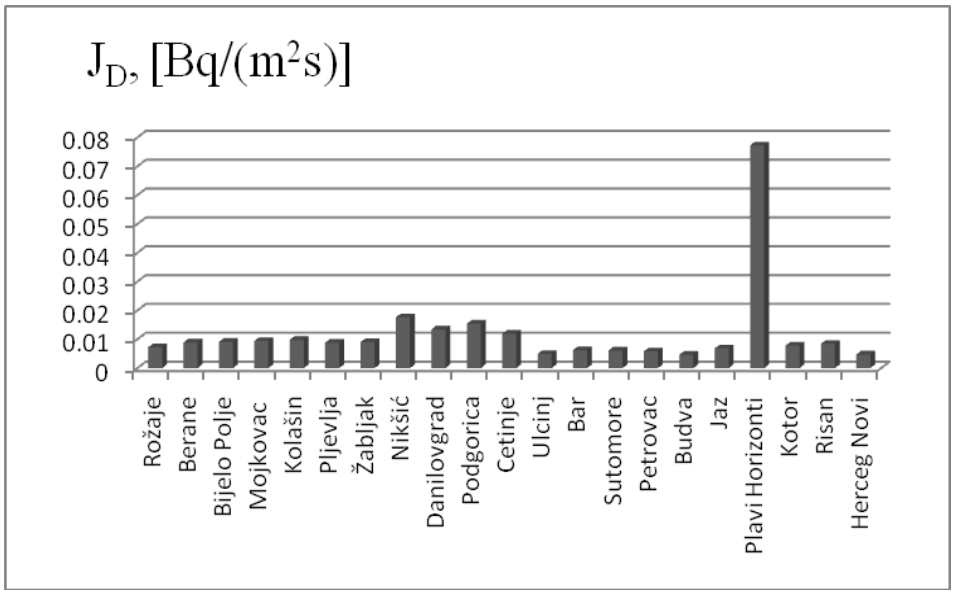
## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

U tabeli 1, dati su rezultati mjerenja koncentracija aktivnosti $^{226}$Ra u površinskom sloju zemljišta, kao i procjene gustine fluksa radona iz tla na istim lokacijama, predstavljene i na slici 2. Za Mojkovac, Nikšić i Podgoricu, date su usrednjene vrijednosti – za 13, 12 i 13 lokacija, respektivno.

**Tabela 1. Izmjerene koncentracije aktivnosti $^{226}$Ra u površinskom sloju zemljišta i procjene gustine fluksa radona iz tla u Crnoj Gori**

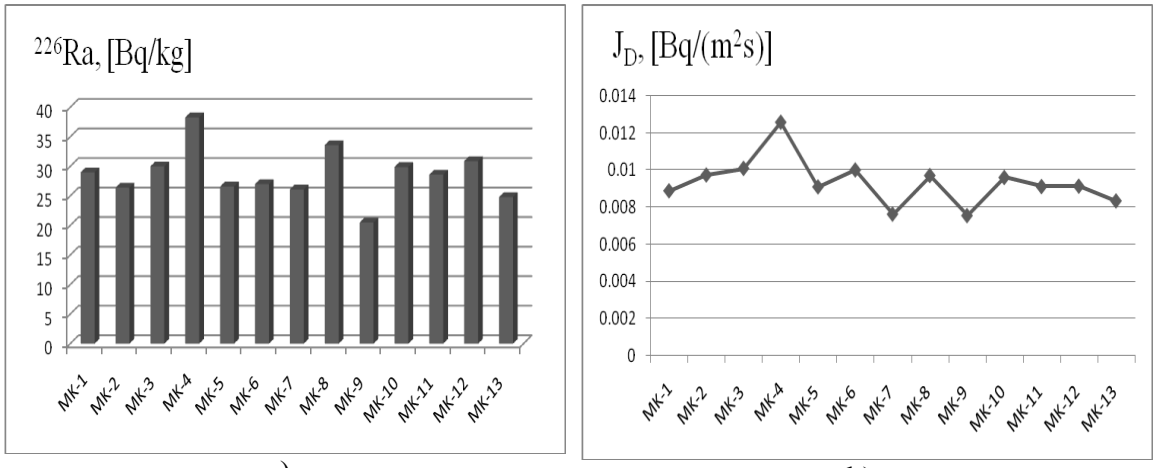
| Lokacija | Koncentracija aktivnosti $^{226}$Ra [Bq/kg] | Gustina zemljišta [kg/m$^3$] | Gustina fluksa radona iz tla, $J_D$ [Bq/(m$^2$s)] |
|---|---|---|---|
| Rožaje | 28,9 ± 1,0 | 810 | 0,0072 ± 0,0002 |
| Berane | 26,4 ± 0,9 | 1099 | 0,0089 ± 0,0003 |
| Bijelo Polje | 30,1 ± 1,0 | 988 | 0,0091 ± 0,0003 |
| Mojkovac* | 28,6 ± 1,8 | 1070 | 0,0094 ± 0,0006 |
| Kolašin | 29,9 ± 1,6 | 1066 | 0,0098 ± 0,0005 |
| Pljevlja | 27,3 ± 1,0 | 1052 | 0,0088 ± 0,0003 |
| Žabljak | 39,5 ± 1,3 | 740 | 0,0090 ± 0,0003 |
| Nikšić* | 57,9 ± 1,9 | 987 | 0,0176 ± 0,0006 |
| Danilovgrad | 40,2 ± 1,4 | 1085 | 0,0134 ± 0,0005 |
| Podgorica* | 45,5 ± 1,1 | 1104 | 0,0154 ± 0,0004 |
| Cetinje | 47,7 ± 1,6 | 813 | 0,0119 ± 0,0004 |
| Ulcinj | 11,0 ± 0,4 | 1453 | 0,0049 ± 0,0002 |
| Bar | 18,3 ± 0,6 | 1109 | 0,0062 ± 0,0002 |
| Sutomore | 22,6 ± 0,6 | 877 | 0,0061 ± 0,0002 |
| Petrovac | 18,3 ± 0,7 | 1034 | 0,0058 ± 0,0002 |
| Budva | 13,4 ± 0,5 | 1109 | 0,0046 ± 0,0002 |
| Jaz | 21,4 ± 0,7 | 1040 | 0,0068 ± 0,0002 |
| Plavi Horizonti | 216 ± 7 | 1162 | 0,0772 ± 0,0025 |
| Kotor | 22,1 ± 0,8 | 1146 | 0,0078 ± 0,0003 |
| Risan | 25,2 ± 1,0 | 1080 | 0,0084 ± 0,0003 |
| Herceg Novi | 15,1 ± 0,6 | 1021 | 0,0047 ± 0,0002 |

*srednje vrijednosti




**Slika 2. Gustina fluksa radona iz tla u Crnoj Gori**

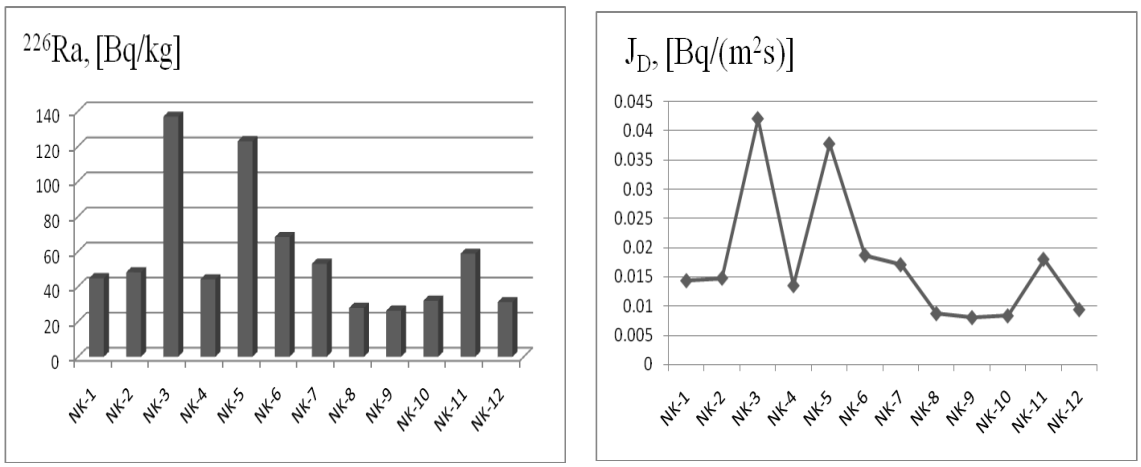
Rezultati za Mojkovac predstavljeni su na slici 3. Koncentracija aktivnosti $^{226}$Ra u površinskom sloju zemljišta na 13 lokacija u ovom gradu bila je u opsegu (20,5-38,3) Bq/kg, sa srednjom vrijednošću 28,6 Bq/kg, standardnom devijacijom 4,34 Bq/kg i medijanom 28,6 Bq/kg. Gustina fluksa radona iz tla (procijenjena pomoću izraza (1)), na istim lokacijama, bila je u opsegu (0,0076-0,0126) Bq/(m$^2$s), sa srednjom vrijednošću 0,0094 Bq/(m$^2$s), standardnom devijacijom 0,0013 Bq/(m$^2$s) i medijanom 0,0091 Bq/(m$^2$s),




a) b)

**Slika 3. Mojkovac: koncentracija aktivnosti $^{226}$Ra u površinskom sloju zemljišta (a), gustina fluksa radona iz tla (b)**

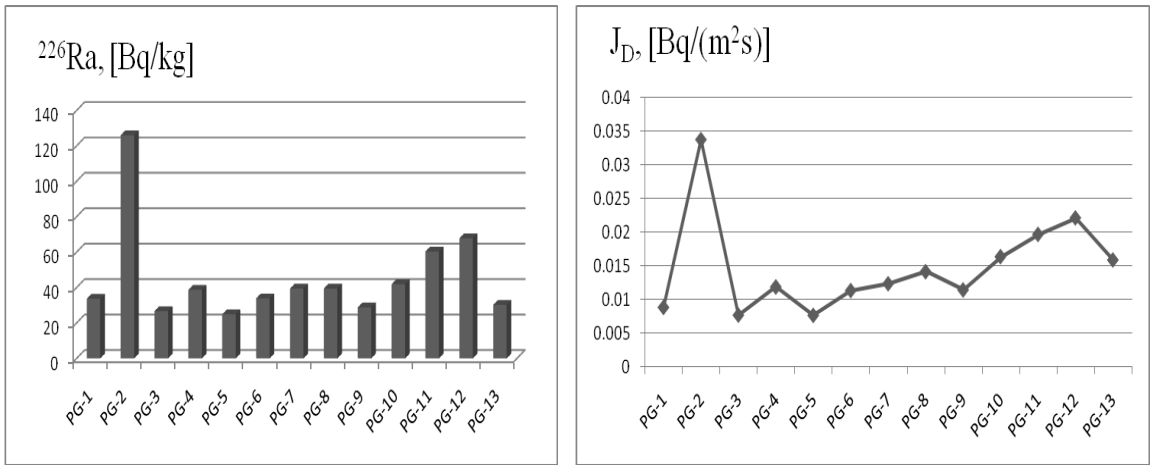
Rezultati za Nikšić prikazani su na slici 4. Koncentracija aktivnosti $^{226}$Ra u površinskom sloju zemljišta na 12 lokacija u ovom gradu bila je u opsegu (26,3-137) Bq/kg, sa srednjom vrijednošću 57,9 Bq/kg, standardnom devijacijom 36,1 Bq/kg i medijanom 46,5 Bq/kg. Procijenjena gustina fluksa radona iz tla bila je u opsegu (0,0081-0,042) Bq/(m$^2$s), sa srednjom vrijednošću 0,0176 Bq/(m$^2$s), standardnom devijacijom 0,0111 Bq/(m$^2$s) i medijanom 0,0146 Bq/(m$^2$s).




a) b)

**Slika 4. Nikšić: koncentracija aktivnosti $^{226}$Ra u površinskom sloju zemljišta (a), gustina fluksa radona iz tla (b)**

Rezultati za Podgoricu predstavljeni su na slici 5. Koncentracija aktivnosti $^{226}$Ra u površinskom sloju zemljišta na 13 lokacija na gradskom području glavnog grada Crne Gore bila je u opsegu (24,9-126) Bq/kg, sa srednjom vrijednošću 45,5 Bq/kg, standardnom devijacijom 27,2 Bq/kg i medijanom 38,7 Bq/kg. Gustina fluksa radona iz tla bila je u opsegu (0,0077-0,0337) Bq/(m$^2$s), sa srednjom vrijednošću 0,0149 Bq/(m$^2$s), standardnom devijacijom 0,0072 Bq/(m$^2$s) i medijanom 0,0124 Bq/(m$^2$s).




a) b)

**Slika 5. Podgorica: koncentracija aktivnosti $^{226}$Ra u površinskom sloju zemljišta (a), gustina fluksa radona iz tla (b)**

Za poređenje, statističke analize izmjerenih koncentracija aktivnosti $^{226}$Ra u površinskom sloju zemljišta na 56 lokacija u Crnoj Gori date su u tabeli 2, kao i podaci iz literature koji se odnose na svijet, južnu Evropu i pojedina područja u Crnoj Gori. Poređenja pokazuju da je srednja vrijednost koncentracije aktivnosti $^{226}$Ra u zemljištu u Crnoj Gori (41,3 Bg/kg) nešto veća nego na svjetskom nivou i u južnoj Evropi. Kad su u pitanju pojedina ispitivana područja u Crnoj Gori, ova srednja vrijednost je iznad one koja je izmjerena u Bukovici, Mojkovcu i Durmitorskoj tektonskoj jedinici.

Generalno, Plavi Horizonti (područje Tivta, gdje su i u ranijim istraživanjima, na lokaciji Krašići, izmjerene najveće koncentracije aktivnosti prirodnih radionuklida – $^{232}$Th i $^{238}$U [16]), dvije lokacije u Nikšiću i jedna u Podgorici, pokazuju najveće koncentracije aktivnosti $^{226}$Ra u zemljištu, a tim i gustine fluksa radona iz tla.

Gustina fluksa radona iz tla, na površini suvog zemljišta na svih 56 lokacija u Crnoj Gori, bila je u opsegu (0,0046-0,0772) Bq/(m$^2$s), sa srednjom vrijednošću 0,0132 Bq/(m$^2$s), standardnom devijacijom 0,0114 Bq/(m$^2$s) i medijanom 0,0095 Bq/(m$^2$s). Dobijena srednja vrijednost (0,013 Bq/(m$^2$s)) ne odstupa značajno od srednje vrijednosti koja je procijenjena za svijet (0,016 Bq/(m$^2$s) [1]). Istovremeno, ona je značajno manja od vrijednosti koja se, kao reprezentativna, navodi u izvještaju UNSCEAR 2000 (0,033 Bq/(m$^2$s) [1]).

Srednja gustina fluksa radona iz tla na teritoriji Crne Gore, na primjer, približno je ista kao srednja vrijednost izmjerena na 16 lokacija na teritoriji Ravne u Sloveniji (0,012 Bq/(m$^2$s)), gdje je opseg izmjerenih vrijednosti bio od 0,0011 Bq/(m$^2$s) do 0,0419 Bq/(m$^2$s) [17].

**Tabela 2. Koncentracije aktivnosti $^{226}$Ra u zemljištu iz različitih istraživanja**

| | MIN [Bq/kg] | MAX [Bq/kg] | SV [Bq/kg] | SD [Bq/kg] | MED [Bq/kg] | Referenca |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Južna Evropa | 1 | 250 | 35.5 | / | / | [1] |
| Svijet (medijana) | 17 | 60 | 35 | / | / | [1] |
| Bukovik | 40,8 | 43,4 | 41,9 | / | / | [18] |
| Bukovica | 21,3 | 32,9 | 25,3 | / | / | [18] |
| JJ[1] | / | / | 182 | / | / | [19] |
| VK[2] | / | 239 | 111 | / | / | [19] |
| DTJ[3] | / | 44,3 | 34,9 | / | / | [19] |
| Mojkovac | 20,5 | 38,3 | 28,6 | 4,3 | 28,6 | [10] |
| Nikšić | 26,3 | 136,8 | 60,2 | 39,5 | 48,6 | [11] |
| Crna Gora (24 lokacije) | 11 | 216 | 39,9 | 43,7 | 27 | [12] |
| Crna Gora (56 lokacija) | 11 | 216 | 41,3 | 34,5 | 30 | Ovaj rad |

MIN – minimalna izmjerena vrijednost, MAX – maksimalna izmjerena vrijednost, SV – srednja vrijednost, tj. aritmetička sredina, SD – standardna devijacija, MED – medijana, [1] – Jadransko-jonska zona, [2] – Visoki krš, [3] – Durmitorska tektonska jedinica

## 4. ZAKLJUČAK

Procjene gustine fluksa radona na površini suvog zemljišta u Crnoj Gori, urađene za ukupno 56 lokacija u svim regionima (primorskom, centralnom i sjevernom), pokazale su dobru saglasnost sa procjenama srednjeg fluksa na globalnom nivou. U budućim istraživanjima potrebno je izvršiti i njegova direktna mjerenja – na istim i dodatnim lokacijama, kao i mjerenja koncentracija radona u zemljištu, čime bi se upotpunila „radonska slika“ Crne Gore. Direktna mjerenja su neophodna zato što fluks radona iz tla predstavlja osnovnu veličinu kojom se karakterizuje tlo kao izvor radona, a njegova vrijednost ne zavisi samo od koncentracije aktivnosti $^{226}$Ra, već i od svojstava tla, odnosno zemljišta, kao što su poroznost, permeabilnost, vlažnost, itd.

## 5. LITERATURA

[1] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes, Annex B: Exposures from natural radiation sources, United Nations, New York, 2000.

[2] United Nations Scientific Committee on the effect of Atomic Radiation (UNSCEAR). UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly of the United Nations with Scientific Annexes, Annex B: Exposures of the public and workers from various sources of radiation. United Nations, New York, 2010.

[3] International Agency for Research on Cancer (IARC). IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans: Man-made Mineral Fibres and Radon. Vol. 43, 1988.

[4] International Agency for Research on Cancer (IARC). Radiation – IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Vol. 100 D, 2012.
[5] N. Antovic, P. Vukotic, R. Zekic, R. Svrkota, R. Ilic. Indoor radon concentrations in urban settlements on the Montenegrin Coast. *Rad. Meas.*, 42 (9), 2007, 1573-1579.
[6] P. Vukotic, N. Antovic, R. Zekic, R. Svrkota, I. Kobal, D. Rudman, R. Ilic. Indoor radon concentrations in the capital of Montenegro. *Bulletin of Montenegrin Academy of Science and Art*, 17, 2007, 85-95.
[7] Perko Vukotic, Nevenka Antovic, Ranko Zekic, Ranko Svrkota, Radomir Ilic. Indoor Radon Concentrations in Four Municipalities of the Central Part of Montenegro. *J. Res. Phys.*, 32 (1), 2007, 1-15.
[8] N. Antovic, P. Vukotic, R. Zekic, R. Ilic. Indoor radon concentrations in the town of Niksic, Montenegro. *Radiat. Protect. Dosim.,* 124 (4), 2007, 385-391.
[9] P. Vukotich, V. V. Uvarov, N. Antovich, S. Dapchevich. Radon concentrations in soil of the city of Podgorica, Montenegro. *Geofis. Internac.,* 41 (3), 2002, 277-280.
[10] Nevenka M. Antović, Danilo S. Bošković, Nikola R. Svrkota and Ivanka M. Antović. Radioactivity in soil from Mojkovac, Montenegro, and assessment of radiological and cancer risk. *Nucl. Technol. Radiat. Prot.*, 27 (1), 2012, 57-63.
[11] Antović N. M., Svrkota N., Antović I., Svrkota R., Žižić R., Živković D. Radioactivity impact assessment of Nikšić region in Montenegro. *J. Radioanal. Nucl. Chem.,* 302 (2), 2014, 831-836.
[12] N. M. Antovic, N. Svrkota and I. Antovic. Radiological impacts of natural radioactivity from soil in Montenegro. *Radiat. Protect. Dosim.,* 148 (3), 2012, 310-317.
[13] HASL-300. *EML Procedures Manual*. Environmental Measurements Laboratory, U.S. Department of Energy, 28 Edition, 1997.
[14] Measurement of radionuclides in food and the environment (a guidebook), *Technical report*, Series No. 295, IAEA, Vienna, 1989.
[15] Gamma-vision 32. Gamma-ray spectrum analysis NCA emulator for Microsoft, ORTEC, 2003.
[16] P. Vukotić, N. Antović, S. Dapčević, G. I. Borisov, V. V. Kuzmič, V. M. Kulakov, M. Mirković, M. Pajović, R. Svrkota, B. Fuštić, G. Duretic, A. Dlabač. Background gamma-radiation in Montenegro. *Proc. IRPA Regional Symposium on Radiation Protection in Neighbouring Countries of Central Europe, Prague, Czech Republic*, 1997, 477-479.
[17] J. Vaupotič, A. Gregorič, I. Kobal, P. Žvab, K. Kozak, J. Mazur, E. Kochowska, D. Grzadzie. Radon concentration in soil gas and radon exhalation rate at the Raven Fault in NW Slovenia. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.,* 10, 2010, 895–899.
[18] Perko Vukotić, Ranko Svrkota, Tomislav Anđelić, Nikola Svrkota, Bukovik i Bukovica – lokalnosti sa najvećim fonom terestrijalnog zračenja u Crnoj Gori. Rad u štampi u *Glasniku odjeljenja prirodnih nauka, Crnogorska akademija nauka i umjetnosti*.
[19] Perko Vukotić, Ranko Svrkota, Tomislav Anđelić, Ranko Zekić, Nevenka Antović. Lokalnosti u Crnoj Gori sa povećanim fonom zračenja. *Glasnik odjeljenja prirodnih nauka, Crnogorska akademija nauka i umjetnosti*. 20, 2014, 13-40.

# ESTIMATING THE RADON FLUX DENSITY FROM SOIL AT THE TERRITORY OF MONTENEGRO

**Nikola SVRKOTA[1] and Nevenka M. ANTOVIĆ[2]**

*1) Centre for Ecotoxicological Research, Podgorica, Montenegro, nikola.svrkota@ceti.co.me*

*2) Faculty of Natural Sciences and Mathematics, University of Montenegro, Podgorica, Montenegro, nenaa@rc.pmf.ac.me*

***ABSTRACT***

*The flux density of $^{222}Rn$ at the surface of dry soil was estimated using the $^{226}Ra$ activity concentrations in soils of Montenegro. Based on previously published data and new measurements, 56 locations have been analyzed, covering all the regions (South, Center and North). Measuring points were all over Montenegro, i.e., in all Montenegro's towns, with additional sampling in Podgorica (13 measuring points, in total), Nikšić (12 measuring points) and Mojkovac (13 measuring points). For 56 locations, activity concentration of $^{226}Ra$ in soil was found to be in the range (11-216) Bq/kg, with an average of 41.3 Bq/kg. The range of estimated radon flux density at the surface of dry soil is (0.005-0.077) Bq/(m$^2$s), with an average value of 0.013 Bq/(m$^2$s). This average of the radon flux density from the soil surface does not deviate significantly from the estimated mean worldwide flux – 0.016 Bq/(m$^2$s), according to the UNSCEAR 2000 report. An analysis of the results for Podgorica, Nikšić and Mojkovac, showed that the radon flux density from soil is the highest in Nikšić (0.018 Bq/(m$^2$s) in average).*

# RADON IN SOIL GAS AND CONSTRUCTED GEOGENIC RADON POTENTIAL IN CROATIA

**Vanja RADOLIĆ, Marina POJE SOVILJ, Denis STANIĆ and Igor MIKLAVČIĆ**
*J. J. Strossmayer University of Osijek, Department of Physics, Osijek, Croatia*
*vanja@fizika.unios.hr*

***ABSTRACT***
*Radon concentrations in soil gas in Croatia were measured from 2005-2013 with the AlphaGUARD and from 2013- with RM-2 measuring systems, while soil permeability was measured with the Radon-JOK device since 2015. Measurements of both parameters were performed at 412 locations, mostly in the vicinity of schools and kindergartens and the obtained average value of radon in soil gas was 48 kBq $m^{-3}$ with standard deviation of 52 kBq $m^{-3}$. It is important to emphasize that there are areas with radon concentrations up to 550 kBq $m^3$.*
*Geogenic radon potential (GRP) has been constructed by "Neznal approach" and a new subclassification with 7 classes (1- very low, 2 – low, 3 – medium lower, 4 – medium higher, 5 – high, 6 – very high, 7 – extremely high) is being introduced. The obtained average GRP of 28 ± 29 ("Neznal equation") or 3.30 ± 0.96 (classes) classifies the soil of Croatia into soil of medium GRP.*

## 1. INTRODUCTION

Radon ($^{222}$Rn) is continuously generated in rocks and soil as a product of radioactive decay of radium ($^{226}$Ra) in the natural decay series of uranium ($^{238}$U). A very small fraction of radon emanates from its place of origin into the air-filled pore spaces of rocks. Driven by some transport mechanisms, such as advection (due to pressure differences), convection (temperature differences) or diffusion (concentration differences), it moves toward the surface and exhalates to the atmosphere or enters into the buildings above. The resulting indoor radon concentration in buildings is a function of natural ("what the Earth delivers") and anthropogenic factors (construction types: state and age of building, building materials used, presence of basement or not, and living habits of the residents: ventilation rate, type of heating and air-conditioning etc.) and therefore it is temporally variable and unique for each particular house or building.
From the radon mapping point of view, it is wise to use that kind of parameter which is more or less constant over a long period of time. Such parameter should take into consideration as much physical processes as possible which contributes to conditions for potential indoor radon. The most used input quantities are: radon in soil gas ($c$, kBq/$m^{-3}$) at certain depth which is the result of production (radioactive decay of radium) and emanation from minerals while soil permeability ($k$, $m^2$) describes an advective transport process which usually dominates over the others in most cases. Recently, these two variables were combined and define so called geogenic radon potential (GRP) which is widely used as a measure of geogenic hazard of "what Earth delivers" in term of radon [1-3]. Although, there are several very different definitions and meanings of GRP in literature [4-7], we are using the Czech approach, the parameter called "Neznal's" GRP which has been developed from radon index (RI) of building site [8]. That GRP is defined in the following way:

$$GRP = \frac{c}{-log_{10}k-10}. \text{ GRP}=\frac{c}{-\log_{10}k-10} \quad (1)$$

In the Czech Republic, three classes of GRP are used and they are correlated to radon index: low (GRP < 10), medium (10 ≤ GRP < 35) and high ( 35 ≤ GRP).
The main goal of this paper is to present GRP maps based on radon in soil gas and soil permeability measurements in Croatia. The difference between continuous (by using equation (1)) and discrete (classes) GRP approach will be investigated and the subclassification of GRPs will be introduced and justified due to very different and diverse geological structures as well as climatological conditions in Croatia.

## 2. MATERIAL AND METHODS

Radon concentrations in soil gas in Croatia were measured from 2005-2013 with the AlphaGUARD (Manufacturer: Genitron Instruments, Germany) and from 2013- with the RM-2 (Manufacturer Radon v.o.s., Czech Republic) measuring systems, while soil permeability was measured with the Radon-JOK device (Manufacturer: Radon v.o.s., Czech Republic) from 2015. Measurements of both parameters were performed at 412 locations, mostly in the vicinity of schools and kindergartens. Radon in soil gas measurements were generally performed immediately after the soil permeability measurements at the same soil probe and at the depth of 0.8 m (with 5 cm of sampling geometry). Up to 2013, radon was measured by the AlphaGUARD measuring system according to sampling protocol from manufacturer (AlphaGUARD manual). In both types of radon detectors for soil gas measurements, thoron was excluded from the results because measurements were performed 15 minutes after gas sampling.
In fact, soil permeability was calculated from Darcy's law according to measurement of time needed to withdraw certain amount of soil air by means of negative pressure established by Radon-JOK measurement set-up (Radon-JOK manual).
Geogenic radon potential for each measuring location was calculated by using equation (1) and taking into account the maximum measured value of radon in soil gas and the average soil permeability value. The obtained values were classified into classes according to Table 1.

**Table 1. Subclassification of geogenic radon potential (GRP)**

| GRP – "Czech" approach | Class | Radon index | GRP – "Croatian" subdivision | Class | Description |
|---|---|---|---|---|---|
| GRP < 10 | 1 | Low | GRP < 5 | 1 | Very low |
| | | | 5 ≤ GRP < 10 | 2 | Low |
| 10 ≤ GRP < 35 | 2 | Medium | 10 ≤ GRP < 22.5 | 3 | Medium lower |
| | | | 22.5 ≤ GRP < 35 | 4 | Medium |
| GRP ≥ 35 | 3 | High | 35 ≤ GRP < 60 | 5 | High |
| | | | 60 ≤ GRP < 125 | 6 | Very high |
| | | | GRP ≥ 125 | 7 | Extremely |

Radon values as well as GRPs were presented in the form of maps based on internationally suggested 10 x 10 km square grid which has been used for the European indoor radon map as well as for the future European geogenic radon map [1, 9].

## 3. RESULTS AND DISCUSSION

The obtained results of radon in soil gas measurements in Croatia as well as calculated (by Equation (1)) and constructed (according to classification described in Table 1) geogenic radon potential are summarized in Table 2. The arithmetic mean of all measurements of radon in soil gas is 48 kBqm$^{-3}$ with standard deviation of 52 kBqm$^{-3}$. while the average GRP with its standard deviation is 28 ± 29. According to the used subclassification, it belongs to higher medium GRP. Normal probability plots of logarithmic values for both parameters are presented in Figures 1A and 1B. The applied statistical tests for normality (Lilliefors, Kolmogorov-Smirnov, Shapiro-Wilk) show that both parameters do not obey log-normal distribution, which was expected, since the measuring locations were not randomly chosen. The measurements of radon in soil gas and soil permeability were mostly performed in the vicinity of schools and kindergartens as a part of targeted surveys of indoor radon.

**Table 2. The basic statistical analysis of radon in soil gas measurements and calculated and constructed geogenic radon potential (GRP) for Croatia (AM – arithmetic mean, SD – standard deviation, GM – geometric mean, GSD – geometric standard deviation)**

| | Radon in soil gas [kBq m$^{-3}$] | GRP | GRP-classes |
|---|---|---|---|
| Number of measurements | 874 | 795 | |
| Number of locations | 785 | 412 | |
| AM | **47.6** | **28.4** | **3.30** |
| SD | 52.1 | 28.7 | 0.96 |
| Median | 34.7 | 15.9 | 3 |
| GM | 33.0 | 16.8 | 3.0 |
| GSD | 2.4 | 2.6 | 1.6 |
| Min - Max | 1.0 - 566.0 | 0.3 - 470.4 | 1 - 7 |

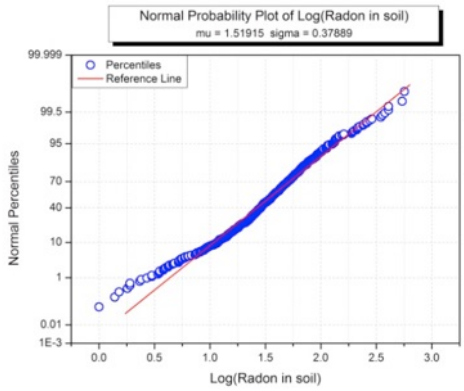



**Figure 1A. Normal probability plot of logarithmic values of radon in soil gas in Croatia**

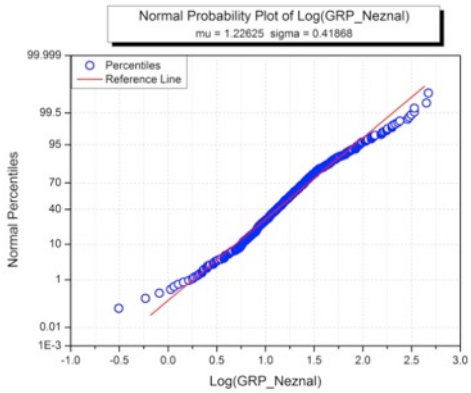



**Figure 1B. Normal probability plot of logarithmic values of GRPs in Croatia**

The strong influence of water content in soil on radon concentration in soil gas is presented in Figure 2. In two consecutive years (2014 and 2015), the measurements of radon in soil gas were performed in the vicinity of schools and kindergartens in

Požega-Slavonia county and repeated a year later. In 2014, there were severe rainfalls with lots of floods in the area of interest a week before measuring campaign and a year later (in 2015), there were normal weather conditions (the cumulative precipitation for September 2014 and 2015 for Požega weather measuring station are presented as the right part of Figure 2). Radon in soil gas were approximately twice higher during the period with significant water content in soil than during the period with normal conditions (normal quantity of precipitation for that area).

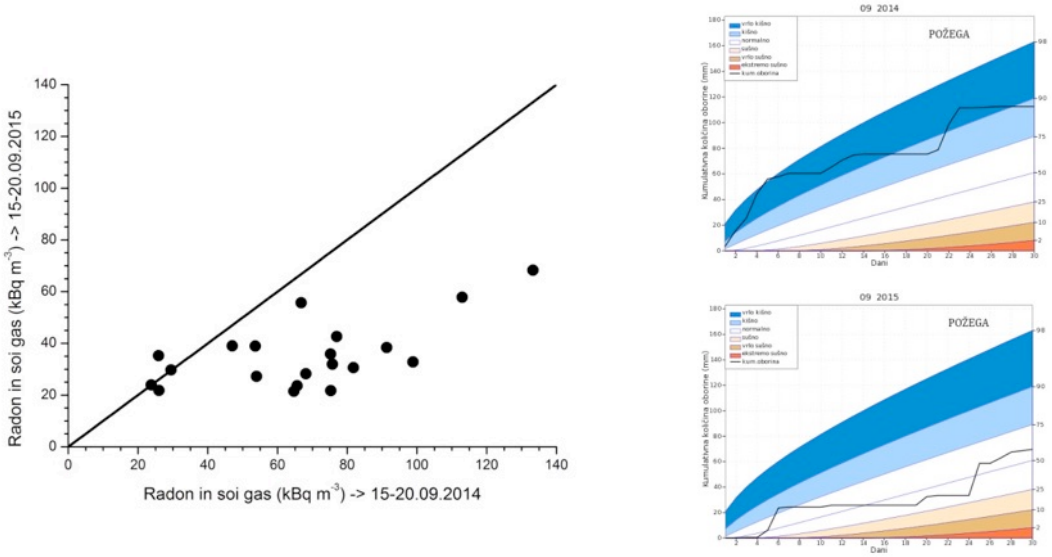



**Figure 2. Comparison of radon in soil gas concentrations measured in Požega-Slavonia county at the same locations in two consecutive years. In 2014, the measurements were performed a week after severe rainfalls (upper right) and in 2015 during normal weather conditions (lower right). The line (y(x) = x) on the graphical presentation of empirical results suggests no difference between measured values.**

In order to examine temporal variations of local GRP associated to meteorological and climate variations, the measurements of radon in soil gas and soil permeability were undertaken several times a week during the whole year (from April 2015 until April 2016). The obtained results of calculated GRP are presented in Figure 3. There were 82 measurements and the average value and its standard deviation of adjoint GRP class was 3.76 ± 0.58. In 93% of cases, the associated GRPs belonged to medium GRP class. Two values, at the end of the presented measuring cycle, were significantly different from the other results. These anomalies were associated with the preparation for construction work by heavy machinery nearby the measurement point. This was, at the end, the reason to stop measurements at that measuring site.

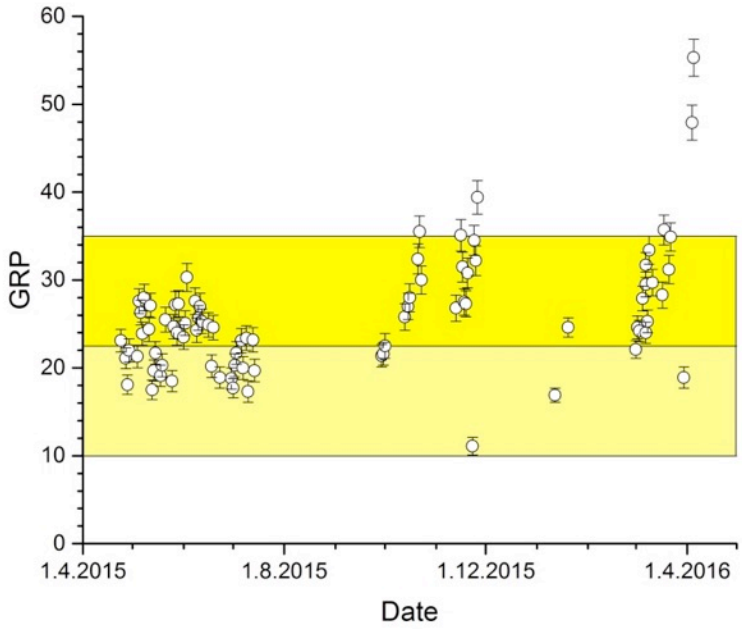



**Figure 3. Time series of GRP values calculated from measurements of radon in soil gas and soil permeability at one measuring point in the courtyard of Department of Physics in Osijek. Yellow areas represent the medium (lower and higher) GRP.**

Geogenic radon potential maps of two selected counties (Istria and Osijek-Baranja) using grid approach were created and presented in Figure 4. These two counties have a very different geological structure. Istria consists of a limestone plateau and dolomites formed in Late Cretaceous, much of which lacks water owing to its karst topography while carbonate rocks, especially flysch are significantly formed during Paleogene period. Osijek-Baranja county consists geologically mainly of sandstones and soft clay while sediments are of gravels, loess and silts. All these sediments are the product of mostly continental environments and alluvial fans. Differences in geological structure of these two areas inevitable have, as a consequence, very different geogenic radon potential as it can be seen in Figure 4.

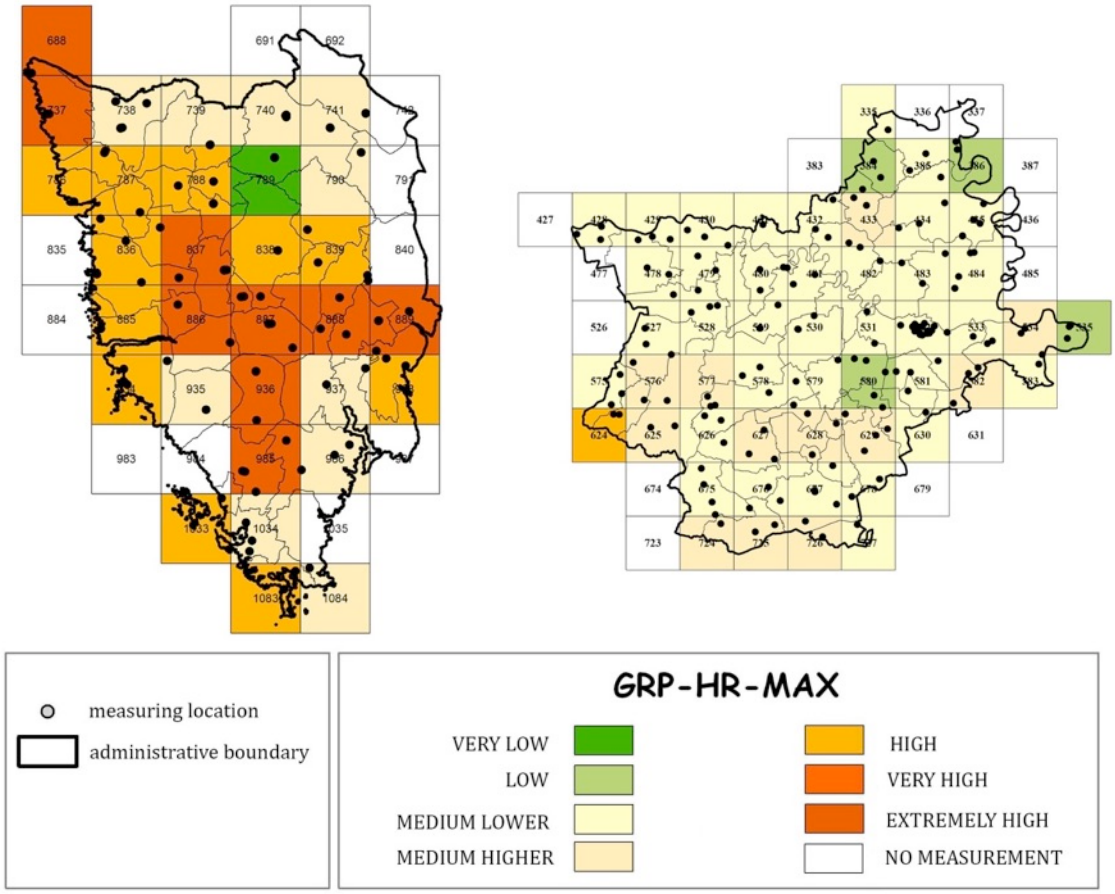



**Figure 4. Geogenic radon potential maps of Istria (left) and Osijek-Baranja (right) counties**

In more than 2/3 of the Istrian peninsula there are high (or even very high) GRP while in Osijek-Baranja county medium GRP prevails. This kind of maps could be useful for identification [10] as well as definition of so called radon-prone areas which have been under special attention in EU BSS [11]. The next phase of research is to connect GRP and indoor radon maps and to find some kind of functional or geostatistical relationship between those spatial variables as well as to introduce new ones (other terrestrial radionuclide maps, climate maps, geology maps, etc.).

## 4. CONCLUSION

Radon in soil gas and soil permeability were measured in more than 400 locations in Croatia. The geogenic radon potential for each location was calculated and the obtained results show that the average GRP in Croatia is in medium class. Although, there are areas with very high (or even extremely high) GRP. It was shown that radon in soil gas concentration itself is highly sensitive on water content in soil. The variations of GRP throughout a year are much smaller than radon in soil gas and it is wise to use this quantity to describe the potential hazard of radon. GRP maps of several Croatian counties were created and can be used as a tool for identification or even for definition of radon-prone areas. Nevertheless, it should be pointed out that no map can fully reflect the true reality of variations of radon potential due to heterogeneity of soil under the surface. Moreover, such maps can provide an useful information about soil as the main

radon source in buildings but they cannot be used for direct extrapolation and estimation on indoor radon concentrations inside the buildings at some areas of interest.

## 5. ACKNOWLEDGEMENT

The part of this research has been supported and funded by the internal project IZIP-2014-100 of J.J.Strossmayer University of Osijek.

## 6. REFERENCES

[1] V. Gruber, P. Bossew, M. De Cort, T. Tollefsen. The European map of the geogenic radon potential. *J. Radiol. Prot.* 33, 2013, 51–60.

[2] K.Z. Szabo, G. Jordan, A. Horvath, C. Szabo. Mapping the geogenic radon potential: methodology and spatial analysis for central Hungary. *J. Environ. Radioact.* 129, 2014, 107-120.

[3] G. Ielsch, M.E. Cushing, Ph. Combes, M. Cuney. Mapping of the geogenic radon potential in France to improve radon risk management: methodology and first application to region Bourgogne. *J. Environ. Radioact.* 101, 2010, 813-820.

[4] J. Chen, R. Falcomer, L. Bergman, J. Wierdsma, J. Ly. Correlation of soil radon and permeability with indoor radon potential in Ottawa. *Radiat. Prot. Dosim.* 136, 2009, 56-60.

[5] H. Friedmann. Final results of the Austrian radon project. *Health Phys*. 89, 2005, 339-348.

[6] J. Kemski, A. Siehl, R. Stegemann, M. Valdivia-Manchego. Mapping the geogenic radon potential in Germany. Sci. Tot. Environ. 272, 2001, 217-230.

[7] J.H.C. Miles, J.D. Appleton. Mapping variation in radon potential both between and within geological units. *J. Radiol. Prot.* 25, 2005, 257–276.

[8] M. Neznal, M. Neznal, M. Matolin, I. Barnet, J. Miksova. The new method for assessing the radon risk of building sites. Czech Geol. Survey Special papers, 16 (2004), Czech Geol. Survey, 47 p.: http://www.radon-vos.cz/pdf/metodika.pdf (last access 25.2.2017).

[9] G. Dubois. P. Bossew, T. Tollefsen, M. De Cort. First steps towards a European atlas of natural radiation: status of the European indoor radon map. *J. Environ. Radioact.* 101, 2010, 786-798.

[10] V. Radolić, I. Miklavčić, D. Stanić, M. Poje, I. Krpan, M. Mužević, B. Petrinec, B. Vuković. Identification and mapping of radon-prone areas in Croatia - preliminary results for Lika-Senj and the southern part of Karlovac Counties, *Radiat. Prot. Dosim.* 162, 2014, 29-33.

[11] Council directive 2013/59/EURATOM of laying down basic safety standards for protection against the dangers arising from exposure to ionising radiation. Office Journal of the European Union, 5 December 2013; L13: 1-73.

# RADON U TLU I IZRAČUNATI GEOGENSKI RADONSKI POTENCIJAL U HRVATSKOJ

**Vanja RADOLIĆ, Marina POJE SOVILJ, Denis STANIĆ and Igor MIKLAVČIĆ**
*J. J. Strossmayer University of Osijek, Department of Physics, Osijek, Croatia, vanja@fizika.unios.hr*

***APSTRAKT***

*Koncentracije radona u tlu u Republici Hrvatskoj su mjerene AlphaGUARD mjernim sustavom (Genitron Instruments) od 2005. do 2013., a potom se mjere RM-2 mjernim uređajem (Radon v.o.s., Češka Republika). Premeabilnost tla mjeri se od 2015. godine Radon-JOK uređajem (Radon v.o.s., Češka Republika). Mjerenja se uglavnom obavljaju u blizini škola i vrtića. Dosad je izvršeno 412 mjerenja oba parametra. Prosječna koncentracija radona u tlu iznosi 48 kBq $m^{-3}$ s pripadnom standardnom devijacijom od 52 kBq $m^{-3}$. No, postoje i područja u kojima je mjerena koncentracija radona u tlu i do 550 kBq $m^{-3}$.*

*Geogenski radonski potencijal (GRP) je izračunat tzv. češkim pristupom iz empirijske jednadžbe, a uvedena je i nova subklasifikacija kojom se kontinuirane vrijednosti GRP-a svrstavaju u klase: (1- vrlo nizak, 2 – nizak, 3 – niži srednji, 4 – viši srednji, 5 – visok, 6 – vrlo visok, 7 – izrazito visok). Izračunate vrijednosti GRP-a iznose 28 ± 29 (empirijska kontinuirana vrijednost) odnosno 3,30 ± 0,96 (klase) čime se tlo u Republici Hrvatskoj, u prosjeku, klasificira u srednji geogenski radonski potencijal.*

# ISTRAŽIVANJE KORELACIJA SADRŽAJA RADIONUKLIDA I GEOHEMIJSKIH KARAKTERISTIKA ZEMLJIŠTA VOJVODINE

**Sofija FORKAPIĆ[1], Jovica VASIN[2], Ištvan BIKIT[1], Dušan MRĐA[1], Kristina BIKIT[1], Stanko MILIĆ[2]**

*1) Univerzitet u Novom Sadu, Prirodno-matematički fakultet, Novi Sad, Srbija, sofija@df.uns.ac.rs*

*2) Univerzitet u Novom Sadu, Institut za ratarstvo i povrtarstvo, Novi Sad, Srbija, jovica.vasin@ifvcns.ns.ac.rs*

***SADRŽAJ***

*U ovom radu prikazani su rezultati istraživanja moguće korelacije geohemijskih karakteristika zemljišta i sadržaja prirodnih radionuklida $^{238}U$, $^{226}Ra$, $^{232}Th$ i $^{40}K$, kao i radionuklida antropogenog porekla $^{137}Cs$ u svim geomorfološkim jedinicama zemljišta na području Vojvodine. Tokom 2001. godine izvršen je detaljan monitoring radioaktivnosti zemljišta na 50 odabranih lokacija prema tipu zemljišta sa analizom mehaničkog sastava zemljišta i sadržaja humusa i pristupačnog fosfora i kalijuma. Kako bi se ispitao potencijalni uticaj obrade poljoprivrednog zemljišta i vremenskih uslova na migraciju i distribuciju radionuklida prisutnih u zemljištu, monitoring zemljišta je na istim lokacijama ponovljen 2010. godine. Glavni zaključak ovih istraživanja je da izmerene maksimalne koncentracije aktivnosti radionuklida: $^{238}U$ (87 Bq/kg), $^{226}Ra$ (44,7 Bq/kg), $^{232}Th$ (55,5 Bq/kg) i $^{137}Cs$ (29 Bq/kg) u profilu zemljišta dubine 30 cm ne ugrožavaju bezbednost proizvodnje hrane na ovom zemljištu. Utvrđena je najveća zavisnost koncentracije aktivnosti kalijuma $^{40}K$ od sadržaja gline u poljoprivrednom zemljištu.*

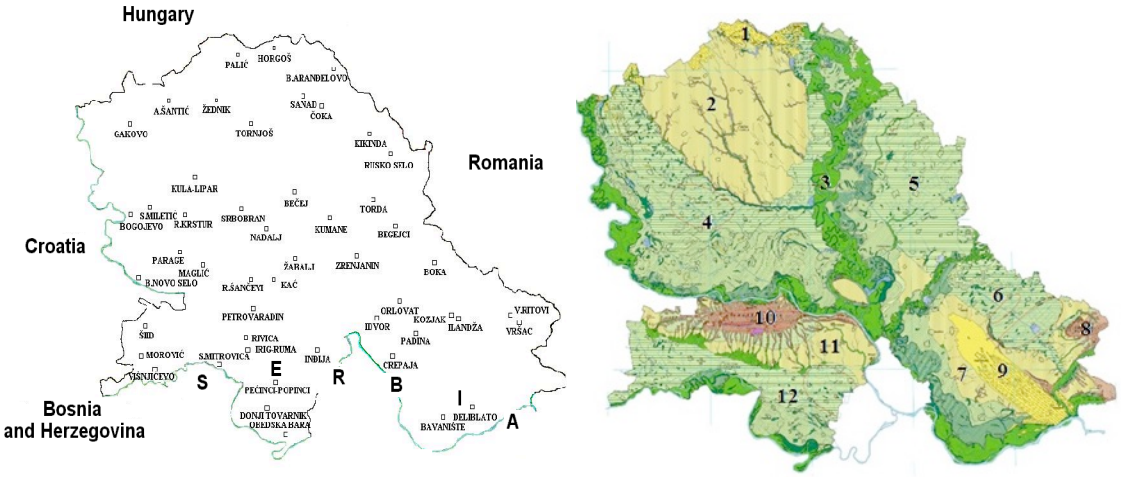
## 1. UVOD

Zemljište predstavlja kompleksan materijal koji se sastoji od mineralne i organske komponente, vode i vazduha. Prirodna radioaktivnost zemljišta potiče od raspada radionuklida, dominantno članova uranijumovog i torijumovog niza ali i kalijuma $^{40}K$, nastalih tokom geneze zemljišta iz nosećih stena. Koncentracije uranijuma i torijuma u Zemljinoj kori se nalaze u opsegu od 1,1 – 10 ppm za uranijum [1] i 10 ppm za torijum [2], što odgovara opsegu koncentracija aktivnosti 13,5–123 Bq/kg za $^{238}U$ i 39,4 Bq/kg za $^{232}Th$. Pored toga, proizvedeni radionuklidi dospevaju u zemljište taloženjem iz atmosfere i disperzijom, gde postaju izvor potencijalnog spoljašnjeg izlaganja stanovništva, ali i unutrašnjeg izlaganja putem inhalacije ili ingestije. Najzastupljeniji fisioni produkt u zemljištu, cezijum $^{137}Cs$, se ravnomerno raširio i adsorbovao u površinskom sloju zemljišta za vreme proba nuklearnog oružja (1950 – 1960) i nakon nuklearnog akcidenta u Černobilju 1986. godine. Problem vertikalne distribucije i migracije $^{137}Cs$ u slojevima zemljišta je široko proučavan u literaturi [3-4]. Pošto su radionuklidi u zemljištu dominantno adsorbovani na organskoj materiji, glini ili karbonatima [5] karakteristike zemljišta različito utiču na procese sorpcije/desorpcije, migracije i translokacije, kao i biološke fiksacije radionuklida u terestrijalnom ekosistemu [6-7]. U ovom radu prikazani su rezultati detaljne analize poljoprivrednog zemljišta na 50 lokacija u Vojvodini sa ciljem da se istraže moguće korelacije između geohemijskih karakteristika zemljišta i sadržaja radionuklida. Gama-spektrometrijskom metodom određene su koncentracije aktivnosti prirodnih radionuklida $^{238}U$, $^{226}Ra$, $^{232}Th$ i $^{40}K$, kao

i proizvedenog radionuklida $^{137}Cs$ u svim tipovima zemljišta koji su se formirali na istom nosećem materijalu – lesu. Kako bi se ispitao uticaj mehaničke obrade zemljišta i vremenskih uslova na migraciju i distribuciju prisutnih radionuklida u zemljištu, uzorkovanja i analize zemljišta sa istih lokacija su ponovljena u vremenskom rasponu od 9 godina (2001. [8] i 2010. godine). Zemljište je uzorkovano iz površinskog sloja i sa dubine od 30 cm što zajedno sa ispitivanjem mehaničkog sastava i hemijskih karakteristika zemljišta daje bogatu bazu podataka za poređenje i utvrđivanje mogućih korelacija. Nedavna istraživanja poljoprivrednog zemljišta Vojvodine ukazuju na tendenciju opadanja organske komponente – humusa koji predstavlja značajni regulator svih hemijskih, fizičkih i bioloških karakteristika zemljišta. Kao posledica ove pojave došlo je do značajne promene u sadržaju fosfora i kalijuma u zemljištu pristupačnih za biljke. Detaljan monitoring poljoprivrednog zemljišta je bio neophodan i nakon bombardovanja Srbije 1999. godine kako bi se ispitala kontaminacija zemljišta osiromašenim uranijumom i produktima sagorevanja nafte i derivata (PAH-ovi).

## 2. METODOLOGIJA UZORKOVANJA I MERENJA

Ispitivanja plodnosti zemljišta i sadržaja opasnih i štetnih materija neorganskog i organskog porekla izvršena su u Laboratoriji za agroekologiju, Naučnog instituta za ratarstvo i povrtarstvo u Novom Sadu dok su ispitivanja radiokativnosti obavljena u Laboratoriji za nuklearnu fiziku, Prirodno matematičkog fakulteta u Novom Sadu. Izbor lokaliteta za uzorkovanje zemljišta je bio po kriterijumima zastupljenosti površina pod pojedinim geomorfološkim celinama [9] i pojedinim tipovima zemljišta [10-11].




**Slika 1. Mapa Vojvodine sa 50 lokacija na kojima je uzorkovano zemljište (levo) i raspodelom geomorfoloških jedinica (desno): Horgoška peščara (1), Bačka lesna zaravan (2), aluvijalne ravni (3), Bačka lesna terasa (4), Banatska lesna terasa (5), Tamiška lesna zaravan (6), Deliblatska lesna zaravan (7), Vršačke planine (8), Deliblatska peščara(9), Fruška Gora (10), Fruškogorska lesna zaravan (11) i Sremska lesna terasa (12)**

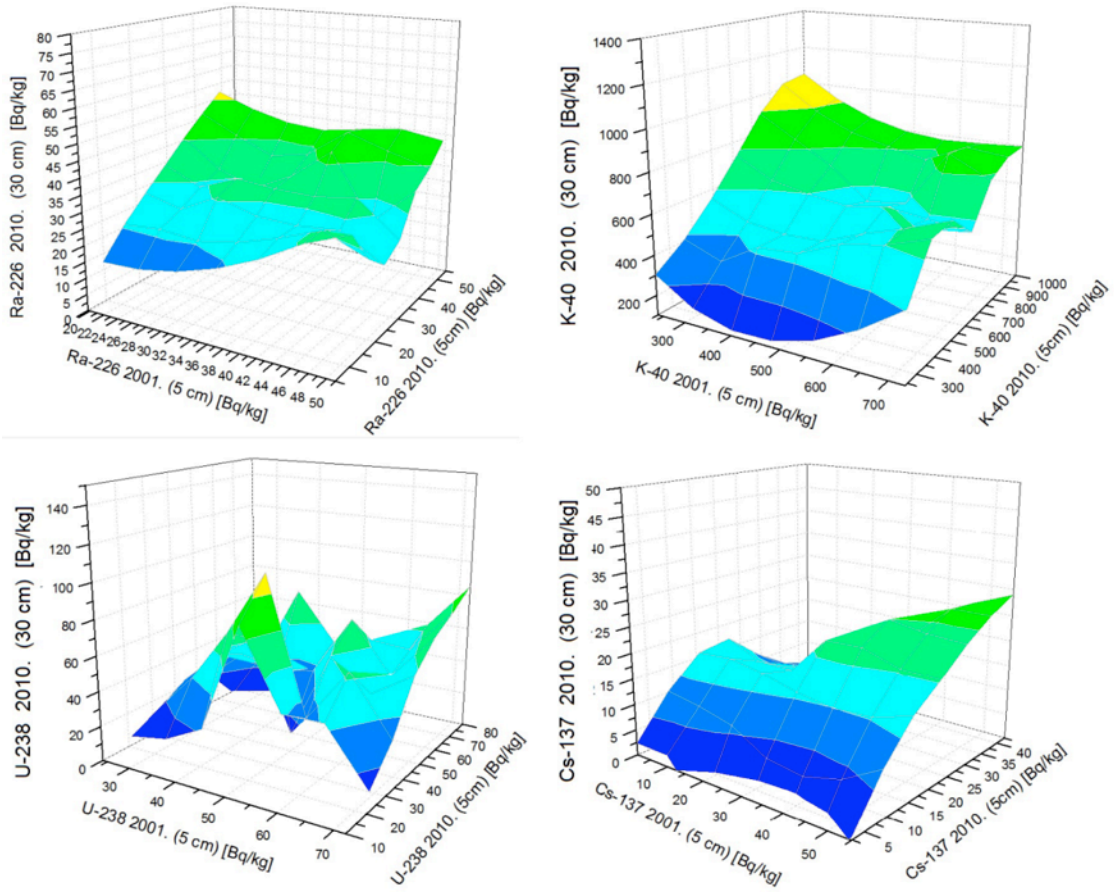
Tipovi zemljišta kojim pripadaju ispitivani uzorci zemljišta su: černozem, humoglej, fluvisol, pseudoglej, solonjec, kambisol, solončak i arenosol. Sadržaj gline i humusa je varirao unutar širokih opsega u zavisnosti od tipa zemljišta. Noseći materijal (geološki

substrat) za sve analizirane tipove zemljišta je les – lakoporozna sedimentna stena nataložena radom vetra u pleistocenu za vreme međuledenih doba [12]. U slučaju kada su različiti tipovi zemljišta prisutni na istom substratu, razlike u procesima koji dovode do formiranja svakog tipa zemljišta imaju veliki uticaj na povećanje ili smanjenje sadržaja radionuklida [5]. Koncentracije aktivnosti radionuklida gama emitera određene su metodom niskofonske gama spektrometrije na dva HPGe detektora visoke rezolucije u pasivnoj zaštiti. Prvi detektor proizvođača CANBERRA nominalne efikasnosti 36% i rezolucije 1,79 keV za liniju $^{60}$Co na 1,33 MeV je radio u olovnoj zaštiti debljine 12 cm sa unutrašnjim slojem Cu debljine 3 mm. Drugi germanijumski detektor proizvođača ORTEC je tipa GMX sa proširenim opsegom u niskoenergetskom delu (10 keV-3 MeV) nominalne efikasnosti 32% i rezolucije 1,9 keV za liniju $^{60}$Co na 1,33 MeV i smešten je u cilindričnu olovnu zaštitu debljine 12 cm. Kroz sistem predpojačavača i pojačavača spektri su kanalisani do multikanalnog analizatora MCA sa dva analogno-digitalna konvertora od 8192 kanala ukupne memorije. MCA je direktno povezan sa računarom u kojem se spektri snimaju i analiziraju. Za prikupljane i analizu gama spektara korišćen je softver Genie 2000. Sve merne nesigurnosti su izražene kao proširene na nivou poverenja od 95% (k=2). Statističke i sve sistemske greške (dominantno greška efikasnosti detekcije i korekcije na geometriju uzorka) su uključene u kombinovanu standardnu nesigurnost. Aktivnosti uranijuma $^{238}$U su određene posebnim metodom razvijenim u Laboratoriji za nuklearnu fiziku u Novom Sadu (iz gama linija prvog potomka $^{234}$Th) [13]. Sa svake odabrane lokacije uzeto je 10 mikro uzoraka zemljišta sa površine od 10 x 10 m, a zatim napravljen jedan kompozitni uzorak mešanjem. Za ispitivanje radioaktivnosti uzorci zemljišta su uzeti sa dve dubine: iz površinskog sloja (0–10 cm) i sa dubine do 30 cm agrohemijskom sondom. Hemijske analize zemljišta su izvršene samo na uzorcima sa dubine od 30 cm. Uzorci zemljišta su sušeni na 105$^{o}$C do konstantne mase. Nakon uklanjanja mehaničkih nečistoća (sitnog kamenja i biljnog materijala), zemljište je usitnjeno, homogenizovano i prosejano kroz sito otvora 2 mm. Pripremljeni uzorci su pakovani u cilindrične posude (visine 62 mm, prečnika 67 mm) i mereni na kapi detektora. Tipična masa uzoraka je iznosila od 200 g-300 g, a vreme merenja 80 ks. Minimalne detektabilne aktivnosti (MDA) izračunate na osnovu tipičnog vremena merenja uzoraka za pojedine radionuklide su iznosile: 9 Bq/kg za $^{238}$U, 2,5 Bq/kg za $^{226}$Ra, 1,3 Bq/kg za $^{232}$Th, 13,3 Bq/kg za $^{40}$K i 1,2 Bq/kg za $^{137}$Cs, pH-vrednost određena je u suspenziji zemljišta sa vodom (10 g: 25 cm$^3$) i suspenziji zemljišta sa kalijum hloridom, potenciometrijski, pH metar PHM62 standard- Radiometar Copenhagen. Sadržaj humusa određen je metodom Tjurin-a; ukupan sadržaj azota po Kjldahlu na sistemu za digestiju i titraciju Tacator; lakopristupačni fosfor i lakopristupačni kalijum (ekstrakcijom sa amonijum laktatom) - AL metodom. Za određivanje mehaničkog sastava zemljišta korišćene su metode: frakcionisanje pomoću serije sita i pipet metoda. U cilju ostvarivanja peptizacije mehaničkih elemenata uzorci zemljišta se tretiraju natrijum-pirofosfatom. Na osnovu veličine čestica prema IUSS klasifikaciji mogu se odrediti sledeće frakcije: krupan pesak (0,2–2 mm), sitan pesak (0,02–0,2 mm), fini prah (0,002-0,02 mm) i glina (<0,002 mm) [10].

## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

Koncentracije aktivnosti detektovanih radionuklida u uzorcima zemljišta sa iste lokacije u različitim godinama uzorkovanja i sa različitih dubina su upoređene grafički (slika 2), a u tabeli 1 su dati dobijeni opsezi sa opisom lokacija a kojima su izmerene maksimalne

i minimalne vrednosti. Može se uočiti da je narušena tipična vertikalna distribucija $^{137}Cs$ po dubini zemljišta usled dugogodišnje aktivne obrade zemljišta i mešanja slojeva.




**Slika 2. 3-D površinski grafici upoređenih koncentracija aktivnosti $^{226}Ra$, $^{40}K$, $^{238}U$ i $^{137}Cs$ u uzorcima zemljišta sa iste lokacije u različitim godinama uzorkovanja (2001. i 2010) i sa različitih dubina (5 i 30 cm)**

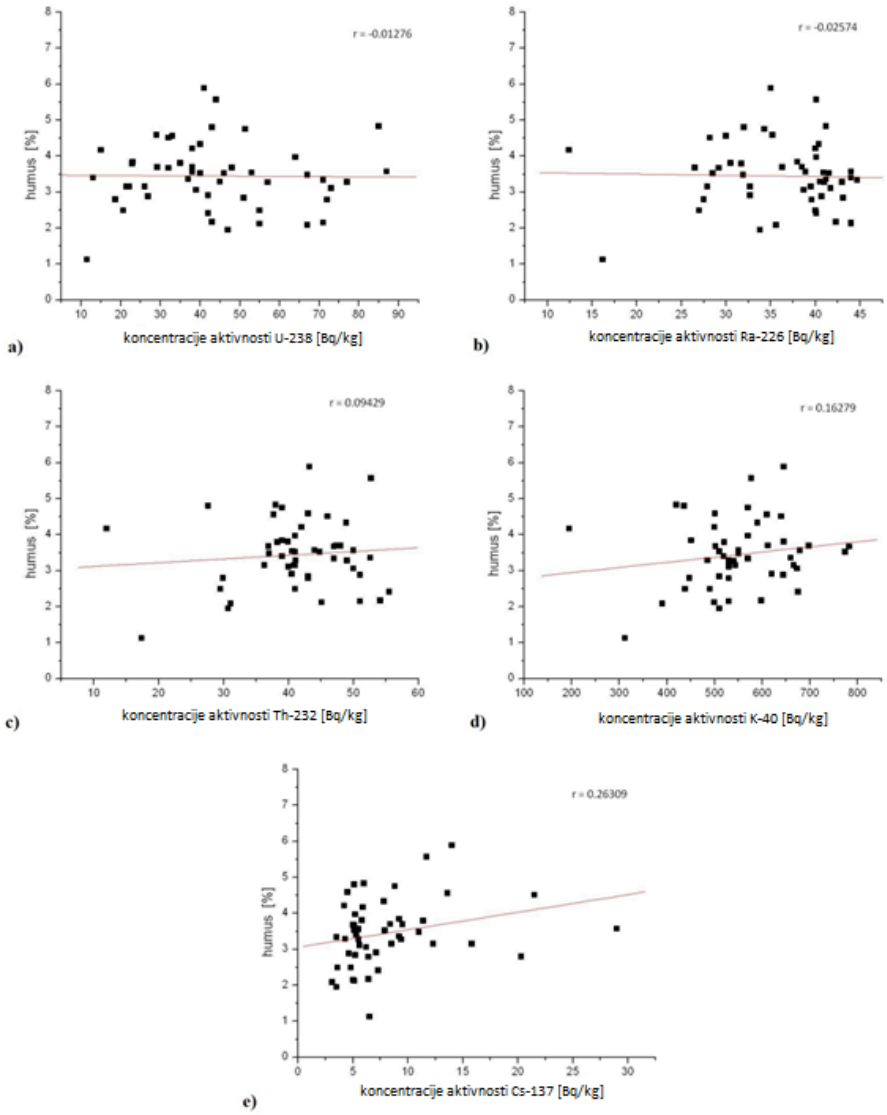
Na osnovu analize 3-D površinskih grafika upoređenih koncentracija može se zaključiti da prirodni radionuklidi $^{226}Ra$ i $^{40}K$ pokazuju slično ponašanje u različitim tipovima zemljišta formiranih na istom geološkom substratu – slabu pokretljivost i konstantnu raspodelu po vertikalnom profilu što je u dobrom slaganju sa zaključcima drugih autora [14, 15]. Za razliku od njih $^{238}U$ može da formira kompleksne jone u krečnjačkom zemljištu i da migrira u dublje slojeve zemljišta [5] čime je narušena uniformna distribucija po slojevima. Na nekoliko lokacija sa povišenim sadržajem humusa je uočeno veće prisustvo uranijuma u površinskom sloju zemljišta, što se može objasniti poreklom iz fosfatnih đubriva [7]. Fizičke i hemijske karakteristike uzoraka zemljišta su date u tabeli 2. pH vrednosti se kreću u opsegu 6,64 - 8,41 za 2010. i u opsegu 6,03 - 9,37 za 2001.godinu, što znači da su zemljišta pretežno alkalna. $CaCO_3$ je prisutan u skoro svim uzorcima zemljišta, a sadržaj humusa je nizak i kreće se u granicama (1,13% – 5,89%) u 2010. i (0,45% – 4,2%) u 2001. godini.

**Tabela 1. Opsezi sadržaja radionuklida u zemljištu za raličite godine i dubine uzorkovanja**

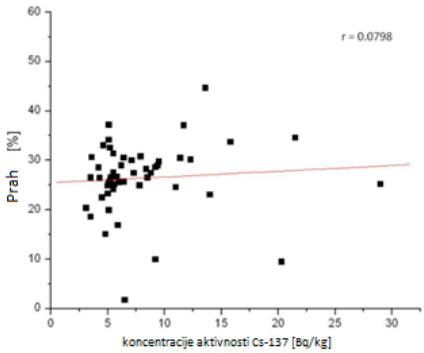
| | A [Bq/kg] | | | Opis lokacije sa minimalnom vrednošću (geomorf.jedinica, tip zemljišta, usev) | Opis lokacije sa maksimalnom vrednošću (geomorf.jedinica, tip zemljišta, usev) |
|---|---|---|---|---|---|
| **radio nuklid** | **2001. 0-5 cm** | **2010. 0-5 cm** | **2010. 30 cm** | | |
| $^{238}U$ | 24 - 72 | 9,4-80 | 11,5 - 87 | Bačka lesna zaravan, černozem, oranice | Banatska lesna terasa, humoglej, oranice |
| $^{226}Ra$ | 19,1 - 51 | 9,7-49,1 | 12,4 - 44,7 | Bačka lesna zaravan, černozem, oranice) | Aluvijalna ravan, fluvisol, pašnjak |
| $^{232}Th$ | 22 - 62 | 11,7-70,5 | 22 - 55,5 | Bačka lesna zaravan, černozem, oranice | Banatska lesna terasa, černozem, oranice |
| $^{40}K$ | 238 - 730 | 238-1000 | 312 - 783 | Bačka lesna zaravan, černozem, oranice | Bačka lesna zaravan, černozem, oranice |
| $^{137}Cs$ | 5,7 - 55 | 3,0-42,6 | 3,1 - 29 | Aluvijalna ravan, fluvisol, oranice | Banatska lesna terasa, humoglej, oranice |

**Tabela 2. Opsezi hemijskih karakteristika za 50 uzoraka zemljišta iz 2001. i 2010.**

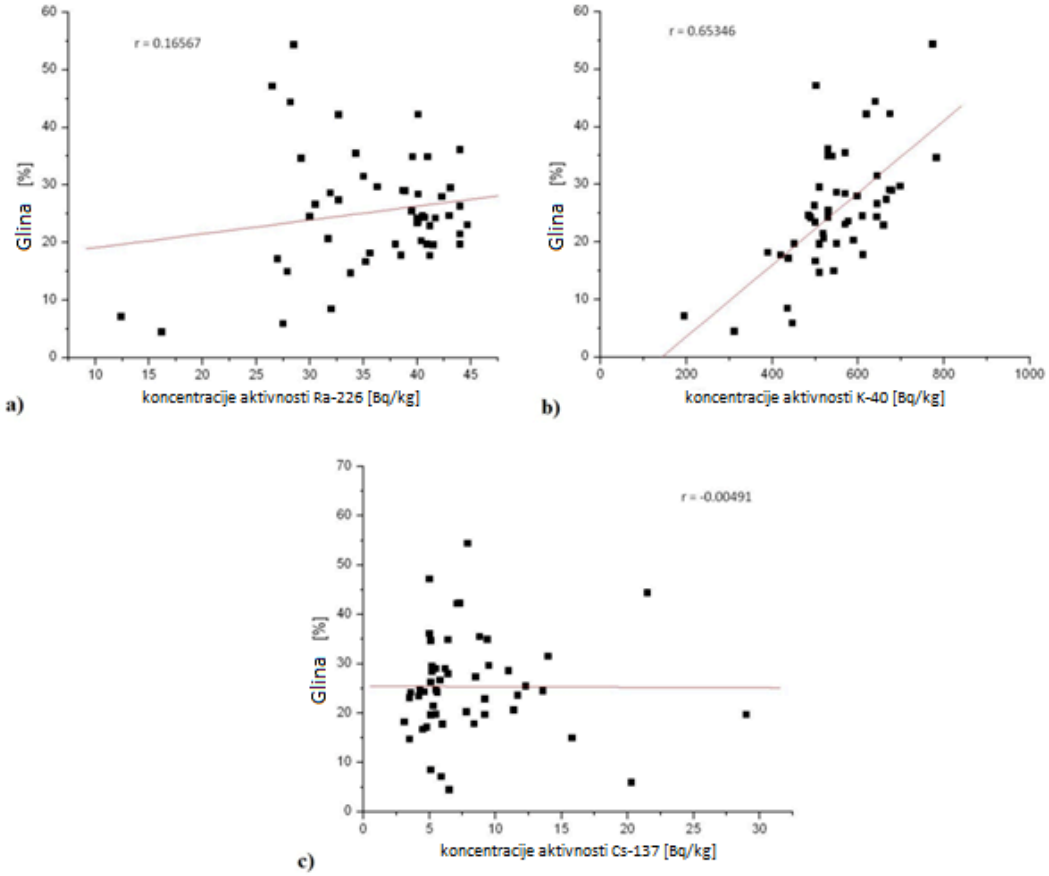
| | **Godina uzorkovanja 2001.** | **Godina uzorkovanja 2010.** | **Opis lokacije sa minimalnom vrednošću (geomorf.jedinica, tip zemljišta, usev)** | **Opis lokacije sa maksimalnom vrednošću (geomorf.jedinica, tip zemljišta, usev)** |
|---|---|---|---|---|
| Humus [%] | 0,45 – 4,2 | 1,13 – 5,89 | Horgoška peščara, arenosol, vinograd | Bačka lesna zaravan, černozem, oranice |
| Glina [%] | - | 4,44 – 54,36 | Horgoška peščara, arenosol, vinograd | Aluvijalna ravan, humoglej, oranice |
| Krupan pesak [%] | - | 0,27 – 18,73 | Sremska lesna terasa, humoglej, oranice | Bačka lesna zaravan, humoglej, oranice |
| Sitan pesak [%] | - | 14,31 – 91,06 | Aluvijalna ravan, humoglej, oranice | Horgoška peščara, arenosol, vinograd |
| Prah [%] | - | 1,76 – 44,64 | Horgoška peščara, arenosol, vinograd | Aluvijalna ravan, pseudoglej, šuma |
| Ukupan N [%] | 0,021 – 0,27 | 0,097 – 0,378 | Deliblatska lesna zaravan, černozem, oranice | Banatska lesna terasa, solonjec, pašnjak |
| pH $H_2O$ | 6,03 – 9,37 | 6,64 – 8,41 | Aluvijalna ravan, pseudoglej, šuma | Horgoška peščara, arenosol, vinograd |
| $P_2O_5$ [mg/100g] | 2,5 – 135,6 | 3,8 – 116,0 | Banatska lesna terasa, solonjec, pašnjak | Banatska lesna terasa, černozem, oranice |
| $K_2O$ [mg/100g] | 9 - 70 | 10,9 – 68,0 | Horgoška peščara, arenosol, vinograd | Aluvijalna ravan, fluvisol, pašnjak |



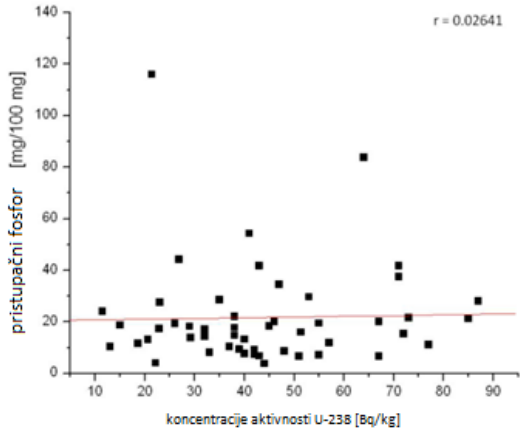

**Slika 3. Korelacije između sadržaja humusa i koncentracije aktivnosti $^{238}$U, $^{226}$Ra, $^{232}$Th, $^{40}$K i $^{137}$Cs**




**Slika 4. Korelacija između sadržaja praha i koncentracije aktivnosti $^{137}$Cs**




**Slika 5. Korelacije između sadržaja gline i koncentracije aktivnosti $^{226}$Ra, $^{40}$K i $^{137}$Cs**




**Slika 6. Korelacije između sadržaja pristupačnog fosfora i koncentracije aktivnosti $^{238}$U**

Rezultati istraživanja pokazuju da procesi pedogeneze zemljišta i način korišćenja imaju dominantnu ulogu u obrazovanju njegovih osobina. Nadmorska visina, odnosno uticaj visine podzemne vode i uopšte vodnog režima uticao je da globalno, na području bačke lesne zaravni imamo viši sadržaj humusa i pristupačnog fosfora u černozemu, nego na

istom tipu zemljišta formiranom na lesnoj terasi. Obrazovanje černozema na banatskoj terasi pokazuje sličan sadržaj humusa, kao na bačkoj terasi. Černozemi obrazovani na pesku, odlikuju se smanjenim sadržajem fosfora i organske materije (tabela 2). Uticaj lesne zaravni Fruške Gore ogleda se u smanjenom sadržaju pristupačnog fosfora u odnosu na černozem obrazovan na sremskoj lesnoj terasi. Efekat sadržaja organske materije u zemljištu na sadržaj radionuklida je analiziran kroz linearne korelacije (slika 3) i utvrđeno je da je humus pozitivno koreliran sa koncentracijama aktivnosti $^{137}$Cs (koeficijent korelacije r = 0,26309) što se slaže sa sličnim istraživanjima u regionu [16]. Dalje analize potvrdile su da prisustvo gline daje najveći doprinos sadržaju radionuklida u zemljištu (slika 5) što se objašnjava vezivanjem radionuklida na površini gline ili unutar same rešetke [5]. Najbolje korelacije su dobijene između sadržaja gline i koncentracije aktivnosti $^{40}$K (r = 0,65346). U nekim analiziranim uzorcima zemljišta sadržaj gline je bio nedovoljan (oko 10%) da bi doveo do značajnih korelacija sa sadržajem radionuklida. Uočeno je da koncentracija cezijuma $^{37}$Cs bolje korelira sa komponentom praha u uzorcima zemljišta (slika 4). Velike razlike u sadržaju pristupačnih oblika fosfora i kalijuma su rezultat antropogenog uticaja, odnosno prekomerne primene prvenstveno NPK mineralnih đubriva. Međutim, arenosoli obrazovani u horgoškoj peščari odlikuju se prirodno veoma niskim sadržajem pristupačnog fosfora i kalijuma, bez obzira što predstavljaju veoma pogodna zemljišta za voćarsko vinogradarsku proizvodnju. Vrednosti pristupačnog fosfora su ravnomerno rasute oko srednje vrednosti 20 mg/100mg za bilo koju vrednost aktivnosti $^{238}$U, što se ogleda i u koeficijentu r=0,02641 (slika 6).

## 4. ZAKLJUČAK

Glavni zaključak ovih istraživanja je da izmerene maksimalne koncentracije aktivnosti radionuklida: $^{238}$U (87 Bq/kg), $^{226}$Ra (44,7 Bq/kg), $^{232}$Th (55,5 Bq/kg) i $^{137}$Cs (29 Bq/kg) u profilu zemljišta dubine 30 cm ne ugrožavaju bezbednost proizvodnje hrane na ovom zemljištu. Utvrđena je najveća zavisnost koncentracije aktivnosti kalijuma $^{40}$K od sadržaja gline u poljoprivrednom zemljištu. Skoro uniformna raspodela $^{137}$Cs po dubini za poljoprivredna zemljišta je potvrđena ovim istraživanjem i objašnjena mehaničkom obradom. Antropogeni uticaj se ogleda u činjenici da isti tipovi zemljišta sadrže različite koncentracije radionuklida i sadržaje pristupačnog oblika fosfora što se može objasniti neadekvatnom upotrebom fosfatnih đubriva što potvrđuje i dobijena dobra korelacija između pristupačnog fosfora i koncentracije aktivnosti uranijuma u zemljištu. Ovi rezultati na poljoprivrednom vojvođanskom zemljištu pokazuju neophodnost primene sistema kontrole plodnosti zemljišta sa ciljem očuvanja zemljišta, racionalnog đubrenja i povećanja profitabilnosti proizvodnje. Pošto se odnos $^{238}$U i $^{226}$Ra ne menja bitno u ispitivanim uzorcima zemljišta, može se zaključiti da nema indikacije za prisustvo osiromašenog uranijuma.

## 5. ZAHVALNICA

Autori se zahvaljuju na finansijskog podršci Pokrajinskom sekretarijatu za zaštitu životne sredine i održivog razvoja i Ministarstvu prosvete, nauke i tehnološkog razvoja u okviru projekata OI171002 i III43002.

## 6. LITERATURA


[1] Andrejeva, O.S., Badjin, V.I., Kornilov, A.N., 1987. *Natural and depleted uranium*. Atomizdat, Moscow (in Russian)

[2] Kikoina, I.K., 1976. *Tables of physical constants*. Atomizdat, Moscow (in Russian)

[3] Krstić D. et al., Vertical profile of $^{137}$Cs in soil. *Appl. Radiat. Isotopes*. 61, 2004, 1487 – 1492

[4] Szerbin P. et al., Caesium-137 migration in Hungarian soils. *Sci. Total Envoron*. 227, 1999, 215-227

[5] Navas A. et al., Spatial distribution of natural and artificial radionuclides at the catchment scale (South Central Pyrenees). *Radiat. Meas.* 46, 2011, 261-269

[6] Koch-Steindl H., Prohl G., Considerations on the behavior of long-lived radionuclides in the soil. *Rad. Environ. Biophys*. 40, 2001, 93-104

[7] Takeda A. et al., Accumulation of uranium derived from long termfertilizer applications in a cultivated Andisol. *Sci Total Environ.* 367, 2006, 924-931

[8] Bikit, I. et al., 2005. Radioactivity of the soil in Vojvodina (Northern Province of Serbia and Montenegro), J. Environ. Radioactiv. 78, 11-19

[9] Košćal, M., Menković, Lj., Knežević, M., Mijatović, M., (2005): Geomorfološka karta Vojvodine sa tumačem. Geozavod – Gemini, Beograd

[10] IUSS Working Group WRB, 2014: World Reference Base for Soil Resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.

[11] Živković, et al. (1972): Zemljišta Vojvodine : Institut za poljoprivredna istraživanja, Novi Sad 1-684

[12] Marković, S.B. Bokhorst, M, Vandenberghe, J., Oches, E.A., Zöller, L., McCoy, W.D., Gaudenyi, T., Jovanović, M., Hambach, U., Machalett, B. 2008. Late Pleistocene loess-paleosol sequences in the Vojvodina region, North Serbia. *Journal of Quaternary Science* 23, 73-84.

[13] I.Bikit et al., *Simple Method for Depleted Uranium Determination*, Japanese Journal of Applied Physics (JJAP) (2003) 5269-5273

[14] Vukašinović I.,2010. Distribution of natural radionuclides in anthrosol-type soil. *Turk.J.Agric. For.* 34, 539-546

[15] Milenkovic B., 2015. Radioactivity levels and heavy metals in the urban soil of Central Serbia. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22, 16732-16741

[16] Dragović et al., 2012. Edaphic factors affecting the vertical distribution of radionuclides in the different soil types of Belgrade, Serbia. *J.Environ.Monit*. 14, 127-137

# INVESTIGATIONS OF POSSIBLE CORRELATIONS BETWEEN RADIONUCLIDES CONTENT AND GEOCHEMICAL CHARACTERISTICS OF VOJVODINA SOIL

**Sofija FORKAPIĆ[1], Jovica VASIN[2], Ištvan BIKIT[1], Dušan MRĐA[1], Kristina BIKIT[1], Stanko MILIĆ[2]**

*1) University of Novi Sad, Faculty of Sciences, Novi Sad, Serbia, sofija@df.uns.ac.rs*
*2) Institute of Field and Vegetable Crops, Novi Sad, Serbia, jovica.vasin@ifvcns.ns.ac.rs*

***ABSTRACT***

*In this paper, we performed, for the first time, detailed study of Vojvodina's soil in order to explore possible correlations of soil geochemical characteristics and radionuclide activity concentrations. The aim of this study is to analyze the content of natural radioisotopes $^{238}U$, $^{226}Ra$, $^{232}Th$ and $^{40}K$, as well as artificial radioisotope $^{137}Cs$ in all soil types originated from the same parent material – loess. The sampling locations were selected so that they are proportionately represented all geomorphological units: two mountains, four loess plateaus, three loess terraces, four alluvial plains, two sandstone terrains. The process of genesis of soil and cultivation mode plays a dominant role on the characteristics of the soil. However intensive agricultural production and the use of high mineral fertilizers have caused that the same type of soil contains different concentrations of available phosphorus and radionuclides. Comparison of activity concentrations between different types of soil confirmed that the presence of clay mostly contributes to radionuclides content in the soil. The main conclusion is that measured maximal activity concentrations for $^{238}U$ (87 Bq/kg), $^{226}Ra$ (44.7 Bq/kg), $^{232}Th$ (55.5 Bq/kg) and $^{137}Cs$ (29 Bq/kg) at 30 cm depth could not endanger the safety of food production.*

# KORIŠĆENJE MULTIVARIJANTNE ANALIZE ZA PREDVIĐANJE GEOGENOG RADONSKOG POTENCIJALA

**Sofija FORKAPIĆ[1], Dimitrije MALETIĆ[2], Jovica VASIN[3], Kristina BIKIT[1], Dušan MRĐA[1], Ištvan BIKIT[1], Vladimir UDOVIČIĆ[2], Radomir BANJANAC[2]**

*1) Univerzitet u Novom Sadu, Prirodno-matematički fakultet, Novi Sad, Srbija, sofija@df.uns.ac.rs*

*2) Univerzitet u Beograd, Institut za fiziku, Beograd, Srbija, maletic@ipb.ac.rs*

*3) Univerzitet u Novom Sadu, Institut za ratarstvo i povrtarstvo, Novi Sad, Srbija, jovica.vasin@ifvcns.ns.ac.rs*

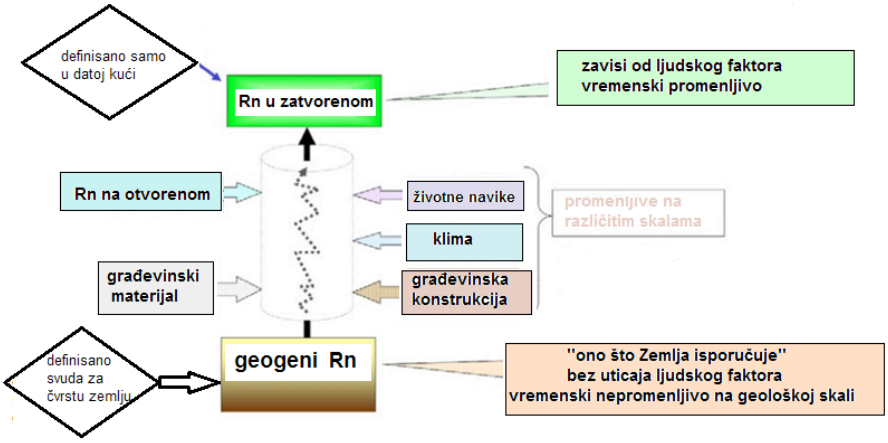
***SADRŽAJ***

*Geogeni radonski potencijal koji izdvaja radon u podzemnim slojevima kao dominantan uzrok akumulacije radona u zatvorenim prostorijama i koji je nezavisan od ljudskog uticaja i vremenski konstantan u geološkim okvirima predstavlja glavni alat za iznalaženje radonom ugroženih područja. U nedostatku podataka za permeabilnost zemljišta za radon i malog broja merenja radona u zemljištu, upotrebljena je multivarijantna analiza velikog broja raspoloživih geohemijskih podataka, merenja radioaktivnosti zemljišta i koncentracija aktivnosti radona u zatvorenim prostorijama datih lokacija na području Vojvodine. Nekoliko uporedivih metoda iz ROOT okvira za analize softverskog paketa TMVA je korišćeno za analizu zavisnosti koncentracije radona u zatvorenom od mnoštva ulaznih varijabli. BDTG kao najpodobnija metoda je pokazala da su varijable sa najvećim uticajem na koncentraciju radona u zatvorenim prostorijama pored sadržaja ukupnog azota, koncentracije aktivnosti radionuklida u zemljištu na profilu dubine od 30 cm i sadržaj humusa i gline. Dobijeni rezultati pokazuju dobro slaganje sa nedavnim ispitivanjem emanacije radona iz zemljišta na području grada Novog Sada.*

## 1. UVOD

Poznato je da radon i njegovi kratkoživeći potomci daju najveći doprinos efektivnoj dozi koju stanovništvo primi od jonizujućuh zračenja [1]. Nedavna epidemiološka istraživanja pokazala su da rizik od radona postoji i pri koncentracijama za koje se ranije smatralo da su zanemarive. U svim evropskim zemljama se sprovode mapiranja radona, a rezultati se sumiraju u publikaciji zajedničkog istraživačkog centra Europske komisije (JRC EC) koji koordinira projekt izrade evropskog atlasa prirodne radioaktivnosti. Naime, sve države članice EU (uključujući i zemlje kandidate za članstvo) prema direktivi EU [2] moraju propisati referentne nivoe radona u boravišnim i radnim prostorijama i identifikovati područja sa visokim radonskim potencijalom. Postoje dva koncepta u definiciji radonskog potencijala: prema broju objekata sa koncentracijama radona iznad referentnog nivoa – indoor radon potential IRP i prema lokalnim geofizičkim parametrima kao što su koncentracija radona u zemljištu i permeabilnost zemljišta (geogeni radonski potencijal GRP). Na koncentraciju radona u boravišnim i radnim prostorijama utiče mnogo faktora koji se mogu podeliti na privremene koji zavise od antropogenog uticaja ili trenutnih uslova (kao što su životne navike, način gradnje, građevinski materijal, meteorološi uslovi) i trajne koje zavise od geofizičkih parametara (kao što su raspored stena u tlu, sadržaj uranijuma i radijuma u zemljištu i stenama, permeabilnost zemljišta za radon, granulacija i hemijske

karakteristike zemljišta). Radon dominanto potiče od povišene koncentracije radijuma i uranijuma u stenama koje se nalaze duboko ispod tla i zbog toga što je radon inertan gas lako napušta mesto formiranja i difunduje kroz debele slojeve zemljišta usled gradijenta u koncentraciji i pritisku.




**Slika 1. Kompleksni uticaji na radon u zatvorenim prostorijama i geogeni radonski potencijal [4]**

Geogeni radonski potencijal (GRP) određenog područja se može odrediti na osnovu koncentracije radona u zemljištu i permeabilnosti zemljišta na osnovu sledeće empirijske formule [5]:

$$GRP = \frac{C}{-log_{10}k - 10} \quad (1)$$

gde je $C$ koncentracija radona [Bq/m$^3$] u zemljištu i $k$ permeabilnost zemljišta [m$^2$].Ovako određeni geogeni radonski potencijal se upoređuje sa kartama geomorfoloških jedinica datog područja, kartama koncentracije uranijuma i radijuma u zemljištu i pedološkim kartama u cilju identifikacije radonom ugroženih područja.U nedostatku merenja koncentracije radona u zemljištu, kao i zbog nemogućnosti da se meri permeabilnost zemljišta za radon, naši prvi pokušaji da se proceni GRP na osnovu postojećih baza podataka su bili da se detaljno analiziraju korelacije između dostupnih geohemijskih podataka i merenja koncentracije radona u zatvorenim prostorijama kako bi se predvidela radonom ugrožena područja i validovale geogene prognoze. U tu svrhu primenjeni su multivarijantnimetodi, razvijeni u CERN-u za analizu velikog broja događaja u eksperimentalnoj fizici visokih energija, kako bi se ispitale sve moguće korelacije između velikog broja sistematskih ispitivanja koncentracija radona u zatvorenom na području Vojvodine u periodu od 2002-2005. godine koje je sprovela Laboratorija za ispitivanje radioaktivnosti uzoraka i doze jonizujućeg i nejonizujućeg zračenja, PMF-a u Novom Sadu. [6]. Za vojvođansko zemljište postoji bogata sistematika merenja radioaktivnosti i geohemijskih karakteristika nastala upravo u tom periodu (2001-2010) u saradnji laboratorije u Novom Sadu sa Institutom za ratarstvo i povrtarstvo iz Novog Sada. Izbor lokaliteta za poređenje vrednosti je bio po kriterijumima zastupljenosti površina podpojedinim geomorfološkim celinama [7] i pojedinim tipovima zemljišta [8-9].

Institut za fiziku u Beogradu je primenio sve dostupne regresione metode implementirane u TMVA (Toolkit for Multivariate analysis) [10] da bi odredio i rangirao korelacione koeficijente u cilju iznalaženja najpogodnijeg metoda koji će dati najbolje korelacije

koncentracija radona od mnoštva ulaznih parametara. Da bi ova multivarijantna klasifikacija bila moguća set ulaznih događaja je morao biti podeljen na one koji odgovaraju signalu (povišene koncentracije radona) i one koje odgovaraju fonu (ispod granice od 120 $Bq/m^3$ koja daje najbolje razdvajanje rezultata) (slika 3). Metoda multivarijantne regresije, međutim, ne zahteva ovakvo preliminarno razdvajanje podataka i zbog toga je opštijeg karaktera.

## 2. METODOLOGIJA UZORKOVANJA I MERENJA

Merenje koncentracije radona u zatvorenim prostorijama je sprovedeno metodom trag detektora tipa CR39 koji su u zatvorenoj difuzionoj komori bili izlagani na oko 3000 lokacija u Vojvodini u prizemnim prostorijama u trajanju od 90 dana u zimskim mesecima: decembar, januar i februar u periodu od 2002-2005.Nagrizanje i očitavanje tragova je izvršeno kod proizvođača opreme Radosys Company, Mađarska. Za ovu studiju izračunate su srednje vrednosti koncentracija radona za mesta u neposrednoj blizini lokaliteta uzorkovanja zemljišta.Tipovi zemljišta kojim pripadaju ispitivani uzorci su: černozem, humoglej, fluvisol, pseudoglej, solonjec, kambisol, solončak i arenosol, po IUSS klasifikaciji [9].Sa svake odabrane lokacije uzeto je 10 mikro uzoraka zemljišta sa površine od 10 x 10 m, a zatim napravljen jedan kompozitni uzorak mešanjem. Za ispitivanje radioaktivnosti uzorci zemljišta su uzeti sa dve dubine: iz površinskog sloja (0–10 cm) i sa dubine do 30 cm agrohemijskom sondom. Hemijske analize zemljišta su izvršene samo na uzorcima sa dubine od 30 cm.Uzorci zemljišta su sušeni na $105^oC$ do konstantne mase, usitnjeni, homogenizovani i mereniu cilindričnim posudama na kapi detektora. Koncentracije aktivnosti radionuklida gama emitera u zemljištu određene su metodom niskofonske gama spektrometrije na dva HPGe detektora visoke rezolucije u pasivnoj zaštiti. Za prikupljane i analizu gama spektara korišćen je softver Genie 2000. pH-vrednost određena je u suspenziji zemljišta sa vodom (10 g: 25 $cm^3$) i suspenziji zemljišta sa kalijum hloridom, potenciometrijski, pH metar PHM62 standard-Radiometar Copenhagen. Sadržaj humusa određen je metodom Tjurin-a; ukupan sadržaj azota po Kjldahlu na sistemu za digestiju i titraciju Tacator; lakopristupačni fosfor i lakopristupačni kalijum (ekstrakcijom sa amonijum laktatom) - AL metodom. Za određivanje mehaničkog sastava zemljišta korišćene su metode: frakcionisanje pomoću serije sita i pipet metoda. U cilju ostvarivanja peptizacije mehaničkih elemenata uzorci zemljišta se tretiraju natrijum-pirofosfatom. Na osnovu veličine čestica prema IUSS klasifikaciji mogu se odrediti sledeće frakcije: krupan pesak (0,2–2 mm), sitan pesak (0,02–0,2 mm), fini prah (0,002-0,02 mm) i glina (<0,002 mm) [9].

## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

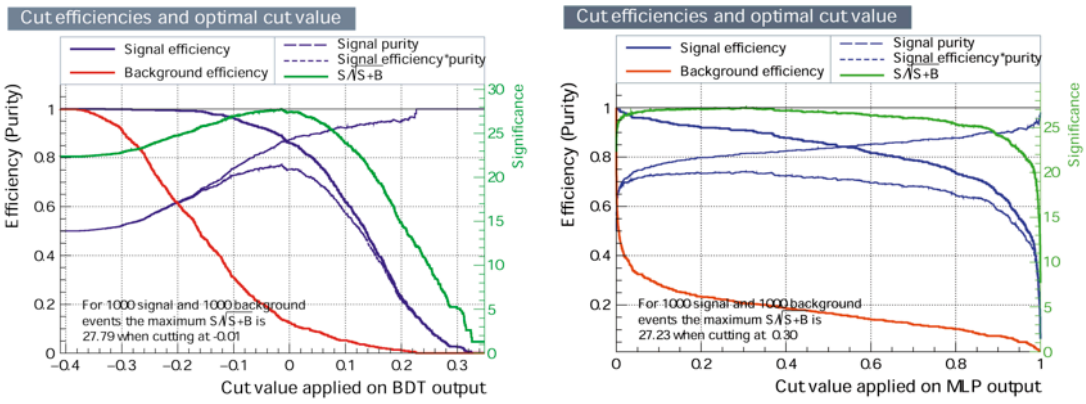
U tabeli 1. prikazani su linearni korelacioni koeficijenti koji nam ukazuju na veličinu korelacije između ulaznih veličina i koncentracije radona. Može se uočiti da radon najbolje korelira sa radionuklidima na dubini od 30 cm.

Za primenu multivarijantnih metoda, ispitivani uzorak mora da ima značajnu statistiku. Pošto to nije bilo zadovoljeno, veštački se povećao uzorak dupliranjem svih vrednosti, ali uz modifikaciju množenjem inicijalnih vrednosti ulaznih parametara i koncentracija radona sa 1+slučajne Gausove vrednosti sa sigma 1/10.

**Tabela 1. Korelacioni koeficijenti između radona i ulaznih parametara**

| Redni br. | Parametar | Korelacioni koeficijenat |
|---|---|---|
| 1 | Elevation | +0,11 |
| 2 | pH | 0 |
| 3 | $CaCO_3$ | -0,03 |
| 4 | Humus | +0,15 |
| 5 | Ukupan N | +0,13 |
| 6 | $P_2O_5$ | -0,01 |
| 7 | $K_2O$ | +0,01 |
| 8 | Krupan pesak | -0,08 |
| 9 | Sitan pesak | -0,19 |
| 10 | Prah | +0,16 |
| 11 | Glina | +0,17 |
| 12 | Ra-226 30cm | +0,27 |
| 13 | U-238 30cm | +0,17 |
| 14 | Th-232 30cm | +0,22 |
| 15 | K-40 30cm | +0,10 |
| 16 | U-238 površina | -0,17 |
| 17 | Ra-226 površina | +0,04 |
| 18 | Th-232 površina | 0 |
| 19 | K-40 površina | +0,02 |
| 20 | Cs-137 površina | -0,17 |

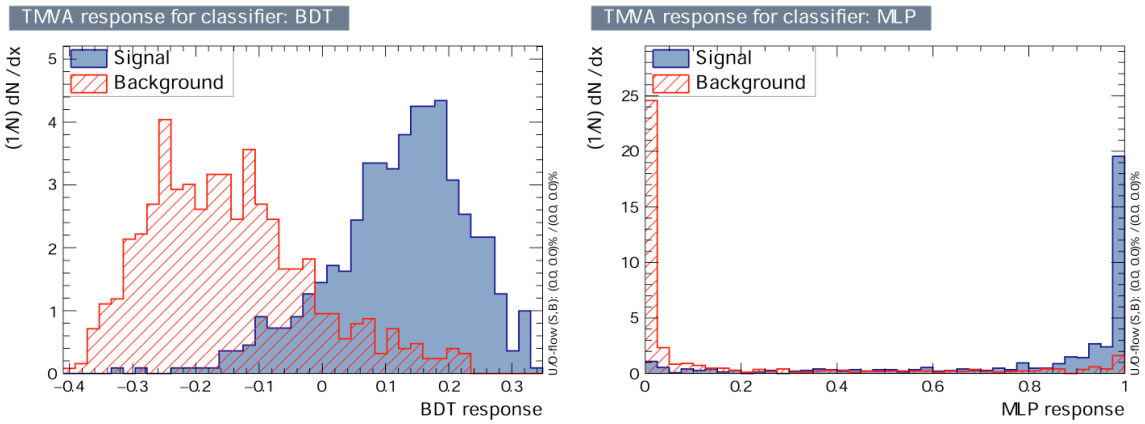
Ulazni parametri (karakteristike zemljišta i sadržaj radionuklida na površini i na dubini od 30 cm) su korišćeni za testiranje i evaluaciju 12 multivarijantnih metoda koje postoje u okviru TMVA. Najbolji metod je onaj koji zadržava maksimalnu vrednost odbacivanja fona pri najvećoj efikasnosti signala (slika 2). Na osnovu takvog kriterijuma kao metoda koja najefikasnije klasifikuje ulazne događaje, odabrana je metoda BDT (Boosted Decision Trees method). Ovo se može ilustrovati na slici 3. koja prikazuje raspodelu izlaznih veličina BDT klasifikacione metode za ulazne signale i fonske događaje. Drugi najbolji izbor je primena ANN Multilayer Perceptrons metode (MLP).




**Slika 2. Efikasnost odsecanja i optimalna vrednost odsecanja za BDT (levo) i MLP (desno) multivarijantnih metoda za radonske koncentracije**

**Tabela 2. Rezultati evaluacije metoda rangirani po najboljoj efikasnosti signali i čistoći površine. @B je deo fonskih događaja koji su klasifikovani kao događaji signala**

| MVA metoda | Efikasnost signala prema efikasnosti fona (greška): | | | | podela | značaj |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | @B=0,01 | @B=0,10 | @B=0,30 | ROC-integ | | |
| BDT | 0,212(16) | 0,814(16) | 0,959(08) | 0,932 | 0,609 | 1,614 |
| BDTG | 0,243(17) | 0,767(17) | 0,966(07) | 0,927 | 0,611 | 1,676 |
| MLPBNN | 0,224(17 | 0,754(17) | 0,957(08) | 0,922 | 0,600 | 1,579 |
| MLP | 0,228(17) | 0,728(18) | 0,955(08) | 0,919 | 0,577 | 1,540 |
| SVM | 0,211(16) | 0,797(16) | 0,938(09) | 0,918 | 0,587 | 1,611 |
| RuleFit | 0,162(15) | 0,671(19) | 0,906(12) | 0,891 | 0,482 | 1,263 |
| LikelihoodPCA | 0,000(00) | 0,491(20) | 0,845(14) | 0,843 | 0,404 | 1,099 |
| LD | 0,047(08) | 0,348(19) | 0,744(18) | 0,789 | 0,271 | 0,806 |
| Likelihood | 0,031(07) | 0,328(19) | 0,674(19) | 0,764 | 0,208 | 0,589 |
| FDA_GA | 0,031(07) | 0,147(14) | 0,363(19) | 0,611 | 0,093 | 0,353 |




**Slika 3. Raspodela izlaznih vrednosti BDT i ANN MLP klasifikacionih metoda za ulazni signal i fonske događaje**

Rangiranje BDTG ulaznih varijabli (tabela 3) je izvedena brojanjem koliko često se varijable koriste pri donošenju odluka u svakom čvorištu stabla, pri čemu je ova vrednost otežana brojem podela i brojem događaja u čvoru. Kao što se vidi iz tabele 3, pored ukupnog azota, najvažnije varijable za koncentracije radona u zatvorenim prostorijama su koncentracije radionuklida na 30cm dubine.

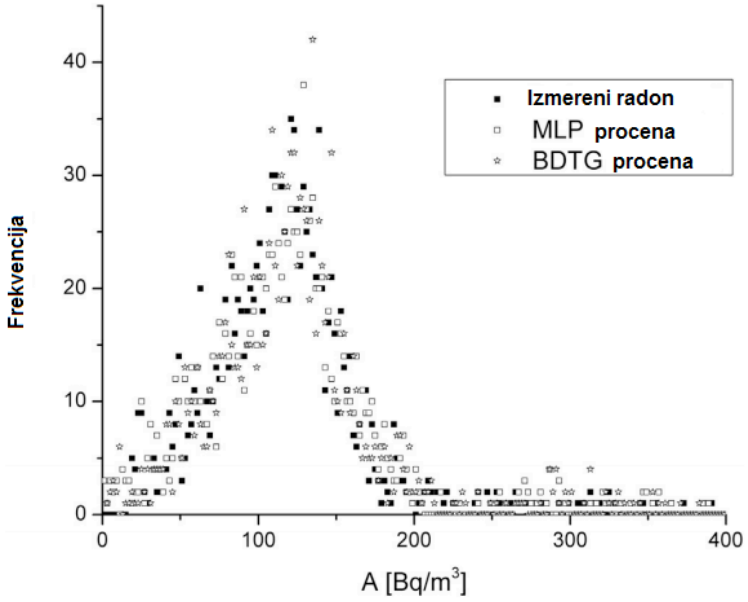
Najbolji regresioni metodi koji daju izlazne veličine najpribližnije stvarnim vrednostima koncentracije radona su ponovo BDT, a kao druga MLP, isto kao i u slučaju multivarijantnog klasifikatora. Slika 4 prikazuje distribuciju koncentracija radona i izlaznih veličina iz MPL evaluacije koncentracija radona na osnovu svih ulaznih parametara.

Da bi procenili kvalitet korišćenog metoda poređene su razlike između izlaznih vrednosti iz MLP multivarijantne regresione metode i vrednosti merenih koncentracija radona (slika 5). Slika ukazuje na dobru moć predviđanja varijacija koncentracija radona na

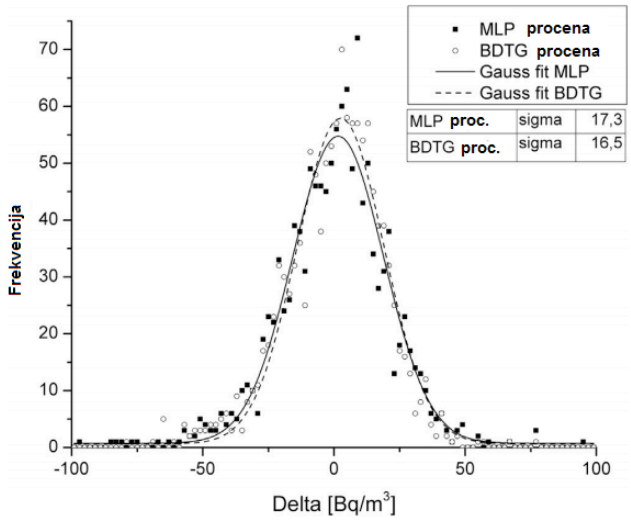
osnovu celokupnog seta ulaznih parametara pomoću multivarijantnih regresionih metoda.

**Tabela 3. Ulazni parametri poređani po značaju za BDTG MVA metodu za radon**

| BDTG rang | Paremetar | Značaj varijable x $10^{-2}$ |
|---|---|---|
| 1 | Ukupan N | 6,490 |
| 2 | U-238 30cm | 6,425 |
| 3 | K-40 30cm | 6,040 |
| 4 | Th-232 30cm | 5,495 |
| 5 | Humus | 5,490 |
| 6 | $K_2O$ | 5,406 |
| 7 | glina | 5,360 |
| 8 | U-238 površina | 5,218 |
| 9 | Sitan pesak | 5,116 |
| 10 | $CaCO_3$ | 5,081 |
| 11 | $P_2O_5$ | 5,003 |
| 12 | Cs-137 površina | 4,715 |
| 13 | Ra-226 30cm | 4,656 |
| 14 | Nadmorska visina | 4,595 |
| 15 | K-40 površina | 4,509 |
| 16 | pH | 4,435 |
| 17 | Ra-226 površina | 4,188 |
| 18 | Prah | 4,082 |
| 19 | Th-232 surface | 4,026 |
| 20 | Krupan pesak | 3,671 |




**Slika 4. Raspodela merenih koncentracija radona i izlaznih podataka iz MLP multivarijantnog regresionog metoda za koncentracije radona**




**Slika 5. Raspodela razlika izlaznih veličina iz MLP metoda i merenih radonskih koncentracija**

## 4. ZAKLJUČAK

U ovom radu detaljno je opisana mogućnost primene multivarijantne analize za procenu radonskog potencijala. Odabrana je najadekvatnija metoda za analizu radonskih merenja među velikim brojem multivarijantnih metoda, koje su razvijene za analizu podataka u fizici visokih energija i implementirane u TMVA softverski paket. Evaluacijom i rangiranjem dobijenih rezultata na osnovu efikasnosti i čistoće signala izdvojene su dve metode koje daju najbolje rezultate u analizama: BDT i MLP koja se bazira na veštačkoj neuralnoj mreži (ANN). Rezultati dalje multivarijantne analize daju uvid u zavisnost koncentracije radona od koncentracija ostalih radionuklida u zemljištu i geohemijskih karakteristika zemljišta. BDTG multivarijantni metod pokazuje da su varijable od najvećeg značaja za koncentracije radona u zatvorenom: koncentracije radionuklida u dubljim slojevima zemljišta, ali takođei sadržaji humusa i gline u zemljištu (tabela 3). Dodatno, multivarijantni regresioni metodi daju dobru aproksimaciju koncentracije radona korišćenjem celokupnog seta ulaznih parametara. Sve to potvrđuje da su radiogeohemijski podaci korisni za generisanje mapa radonom ugroženih područja. Potvrđena je pretpostavka da tip zemljišta koji sadrži najveći procenat gline i humusa u najvećoj meri adsorbuje i zadržava radon u zemljištu i doprinosi povišenim koncentracijama radona u zatvorenom, odnosno radonskom potencijalu. Ovaj zaključak se može primeniti za odabir lokacija za buduća merenja permeabilnosti zemljišta kada se nabavi neophodna oprema. Dobijena najbolja korelacije koncentracija radona sa sadržajem ukupnog azota u zemljištu predstavlja interesantan rezultat koji će biti dalje proučavan u narednim studijama proučavanja emanacije radona iz zemljišta.

## 5. ZAHVALNICA

Autori se zahvaljuju na finansijskog podršci Pokrajinskom sekretarijatu za zaštitu životne sredine i održivog razvoja i Ministarstvu prosvete, nauke i tehnološkog razvoja u okviru projekata OI171002 i III43002.

## 6. LITERATURA


[1] UNSCEAR, 2008, Ionizing Radiation: Sources and Effects, UNSCEAR 2008 REPORT, VOLUME II, United Nations, New York (2008)

[2] WHO, 2009 Handbook on Indoor Radon – a Public Health Perspective

[3] Council Directive 2013/59/EURATOM of 5 December 2013 laying down basic safety standards for protection against the dangers arising from exposure to ionising radiation, and repealing Directives 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 96/29/Euratom, 97/43/Euratom and 2003/122/Euratom, Article 74 Indoor exposure to radon

[4] V. Gruber et al., The European map of geogenic radon potential, *Journal of Radiological Protection* 33 (2013) 51-60

[5] Neznal M, Neznal M, Matolin M, Barnet i and Miksova J 2004 The New Method for Assessing the Radon Risk of Building Sites (*Czech Geological Survey Special Papers vol 16)* (Prague: Czech Geological Survey)

[6] Forkapić, S., et al., 2007. Indoor radon in rural dwellings of the south-Pannonian region. *Radiat. Prot. Dosim*.123 , pp. 378-383

[7] Košćal, M., Menković, Lj., Knežević, M., Mijatović, M., (2005): Geomorfološka karta Vojvodine sa tumačem. Geozavod – Gemini, Beograd

[8] Nejgebauer, V., et al., 1971. Pedološka karta Vojvodine (R 1 : 50.000). Institut za poljoprivredna istraživanja, Novi Sad

[9] IUSS Working Group WRB, 2014: World Reference Base for Soil Resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.

[10] Hoecker, A., et al., 2007. TMVA - Toolkit for Multivariate Data Analysis, PoS ACAT 040, arXiv:physics/070303

# MULTIVARIATE ANALYSIS APPLICATION FOR GEOGENY RADON POTENTIAL PREDICTION

**Sofija FORKAPIĆ[1], Dimitrije MALETIĆ[2], Jovica VASIN[3], KristinaBIKIT[1], Dušan MRĐA[1], Ištvan BIKIT[1], Vladimir UDOVIČIĆ[2], Radomir BANJANAC[2]**

*1) University of Novi Sad, Faculty of Sciences, Novi Sad, Serbia, sofija@df.uns.ac.rs*

*2) University of Begrade, Institute of Physics, Belgrade, Serbia, maletic@ipb.ac.rs*

*3) Institute of Field and Vegetable Crops, Novi Sad, Serbia, jovica.vasin@ifvcns.ns.ac.rs*

***ABSTRACT***

*The most dominant source of indoor radon is the underlying soil, so the enhanced levels of radon are usually expected in mountain regions and geology units with high radium and uranium content in surface soils. Laboratory for radioactivity and dose measurement, Faculty of Sciences, University of Novi Sad has rich databases of natural radionuclides concentrations in Vojvodina soil and also of indoor radon concentrations for the region of Vojvodina, Northern Province of Serbia. In this paper, we present the results of correlative and multivariate analysis of these results and geochemical characteristics of soil in order to estimate the geogenic radon potential. The correlative and multivariate analysis were done using Toolkit for Multivariate Analysis software package TMVA package, which uses several comparable multivariate methods for our analysis. The evaluation ranking results based on the best signal efficiency and purity, show that the Boosted Decision Trees (BDT) and Multi Layer Preceptor (MLP), based on Artificial Neural Network (ANN), are multivariate methods which give the best results in the analysis. The BDTG multivariate method shows that variables with the highest importance are radio-nuclides activity on 30 cm depth. Moreover, the multivariate regression methods give a good approximation of radon activity using full set of input variables.*

# MERENJE EKSHALACIJE RADONA IZ GRAĐEVINSKIH MATERIJALA

**Predrag UJIĆ[1], Igor ČELIKOVIĆ[1], Ahmed AWHIDA[2], Boris LONČAR[2], Gordana PANTELIĆ[1], Ivana VUKANAC[1], Predrag KOLARŽ[3], Aleksandar KANDIĆ[1], Mirjana ĐURAŠEVIĆ[1], Miloš ŽIVANOVIĆ[1]**

*1) Institut za nuklearne nauke „Vinča“, Univerzitet u Beogradu, Beograd, Srbija, ujic@vin.bg.ac.rs*

*2) Univerzitet Univerzitet u Beogradu, Tehnološko-metalurški fakultet, Beograd, Srbija*

*3) Univerzitet u Beogradu, Institut za fiziku, Beograd, Srbija*

***SADRŽAJ***

*Prikazan je pregled najnovijeg gama metoda za merenje ekshalacije radona iz građevinskih materijala, koji pored ekshalacije omogućava merenje faktora emanacije i merenje difuzione dužine radona u datom materijalu, što nije moguće u standardnim merenjima ekshalacije radona. Takođe su prikazana i još tri standardna metoda merenja ekshalacije radona i dato je uporedno objašnjene prednosti i mana ovih metoda. Biće dat i pregled dosadašnjih merenja u Srbiji.*

## 1. UVOD

Preko 50% ukupne doze koju prima stanovništvo potiče od izlaganja radonu i njegovim potomcima. Naime, radon je plemeniti gas, ali su potomci radona metali i kao takvi prianjaju na bronhije i bronhiole gde destruktivnost alfa zračenja najviše dolazi do izražaja [1, 2, 3]. Zaključeno je da između 3% i 14% smrtnih ishoda raka pluća nastaje usled izlaganja radonu [2], što ukazuje na značaj proučavanja izlaganja radonu.

Kao primordijalni element, $^{238}$U je prisutan u Zemljinoj kori u manjoj ili većoj koncentraciji, a kao posledica te činjenice, prisutan je i u građevinskim materijalima. Radioaktivni niz raspada $^{238}$U uključuje i $^{226}$Ra koji je jezgro roditelj radona $^{222}$Rn. Dva glavna izvora radona u zatvorenim prostorijama su zemljište na kojem je podignut stambeni objekat, a za njim po važnosti su građevinski materijali. Pored radona $^{222}$Rn, postoji i izotop $^{220}$Rn, koji se još kolokvijalno naziva toron jer pripada torijumskom radioaktivnom nizu i njegov direktan predak je $^{224}$Ra. Toron ima znatno kraći period poluraspada od radona (u daljem tekstu termin radon će se odnositi samo na izotop $^{222}$Rn) koji iznosi ~55 s, dok je period poluraspada radona ~3,8 dana. Stoga je difuziona dužina torona mnogo kraća i glavni izvor torona u zatvorenim prostorijama je skoro isključivo građevinski materijal.

Da bi se kvantifikovalo i regulisalo izlaganje radionuklidima iz građevinskih materijala uveden je takozvani gama indeks predložen od strane Evropske komisije [4]:

$$I_\gamma = \frac{C_{Ra}}{300(\mathrm{Bq\,kg^{-1}})} + \frac{C_{Th}}{200(\mathrm{Bq\,kg^{-1}})} + \frac{C_K}{3000(\mathrm{Bq\,kg^{-1}})} \quad (1)$$

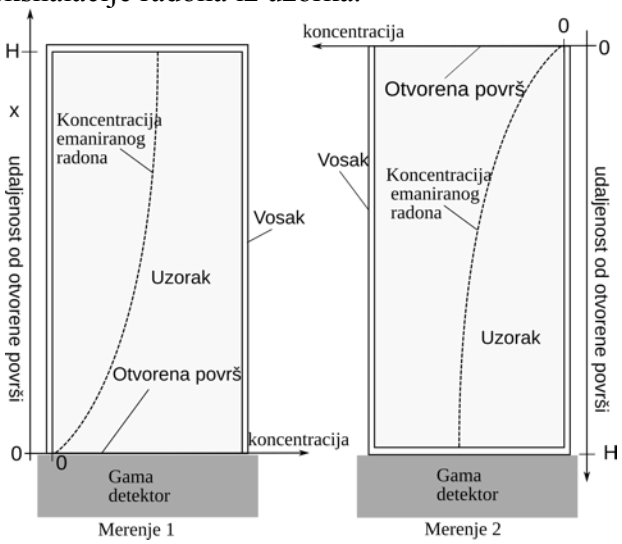
gde su $C_{Ra}$, $C_{Th}$ i $C_K$ koncentracije $^{226}$Ra, $^{232}$Th i $^{40}$K, respektivno. Radi izlaganja radonu koji potiče od $^{226}$Ra, uveden je i takozvani alfa indeks koji bi trebalo da unese i ograničenje koje bi umanjilo verovatnoću da se u zatvorenoj prostoriji pojavi povećana koncentracija radona usled ekshalacije iz građevinskog materijala:

$$I_\alpha = \frac{C_{Ra}}{200(\mathrm{Bq\,kg^{-1}})} \tag{2}$$

## 2. METODI MERENJA EKSHALACIJE RADONA

### 2.1 GAMA METOD

U ovom metodu se meri neekshalirana komponenta radona u uzorku, na osnovu koje se procenjuje ekshalirani udeo radona [5]. Uzorak je zatopljen izuzev jedne povrsine, pa se javlja gradijent radona i njegovih potomaka unutar uzorka. Gradijent zavisi od difuzione dužine radona, a udeo emaniranog radona od emanacionog koeficijenta. Na osnovu dva merenja kako je to prikazano na slici 1 moguće je odrediti ova dva parametra, a indirektno i brzinu ekshalacije radona iz uzorka.




**Slika 1. Gama metod**

Neemanirana komponenta ima konstantnu koncentraciju unutar uzorka:

$$C_{ne} = C_{Ra}(1-\varepsilon) \tag{3}$$

Dok je koncentracija emanirane komponente opisana difuzionom jednačinom:

$$D\frac{\partial^2 C_e(x)}{\partial x^2} - \lambda C_e(x) + \frac{C_{Ra}\rho\varepsilon}{p} = 0 \tag{4}$$

Ukupna koncentracija unutar uzorka je opisana sledećom jednačinom:

$$C_{tot}(x) = C_e'(x) + C_{ne} = C_{\mathrm{Ra}}\left[1 + \varepsilon\tanh(H/L)\sinh(x/L) - \varepsilon\cosh(x/L)\right] \tag{5}$$

gde su L – difuziona dužina radona, ε – koeficijent emanacije, H – visina uzorka i $C_{ra}$ – koncentracija radijuma.

Kalibracija se u gama spektrometriji vrši pomoću standarda određene dimenzije sastava, isključivo pri homogenoj distribuciji radionuklida u samom standardu. Kako uslov homogenosti nije ispunjen u ovom slučaju, neophodno je odrediti kalibracioni faktor η koji uzima u obzir i udaljenost datog sloja od detektora. Ovaj koeficijent je moguće odrediti pomoću programskog paketa EFFTRAN. Tada se za slojeve konačne debljine Δx na udaljenosti x određuje kalibracioni koeficijent datog sloja, a onda se

interpolacijom polinomijalne funkcije može odrediti i kalibraciona funkcija, koja je zavisna od debljine Δx. Da bi se izbegla ova zavisnost mora se izvršiti i normalizacija ove funkcije. Na kraju se kao brzina brojanja dobija sledećom funkcijom:

$$R_i = mI_i C_{\mathrm{Ra}} \eta^{(H)} \frac{\int_0^H \left[1+\varepsilon\tanh(H/L)\sinh(x/L)-\varepsilon\cosh(x/L)\right]\eta_{\Delta x}^{(i)}(H-x)dx}{\int_0^H \eta_{\Delta x}^{(i)}(x)dx} \tag{6}$$

koja ima dve nepoznate – difuzionu dužinu radona L i koeficijent emanacije ε. Na osnovu dva merenja (slika 1) moguće je odrediti ove dve veličine.
Brzina ekshalacije se određuje pomoću Fikovog zakona:

$$J(x) = -D\frac{\partial C(x)}{\partial x} \tag{7}$$

kao

$$E = J(0) = C_{Ra}\varepsilon\frac{D}{L}\rho\tanh(H/L) \tag{8}$$

gde je $D=L^2\lambda$, koeficijent difuzije radona u datom materijalu.

## 2.2 METOD ZATVORENE KOMORE

Ovo je relativno jednostavan i veoma rasprostranjen metod merenja ekshalacije radona iz građevinskih materijala. Zasniva se na principu gomilanja radona u komori u kojoj se nalazi uzorak. Merenje može da se vrši bilo pomoću aktivnog uređaja bilo pomoću pasivnih trag detektora.
U slučaju merenja aktivnim uređajem brzina ekshalacije se određuje na osnovu fita merenih vrednosti na sledeću funkciju:

$$C(t) = \frac{EA}{V\lambda_{eff}}\left(1-e^{-\lambda_{eff}t}\right)+C_0 e^{-\lambda_{eff}t} \tag{9}$$

gde su E – brzina ekshalacije, A – površina uzorka, V – zapremina komore, $C_0$ –. početna koncentracija radona u komori,

$$\lambda_{eff} = \lambda + \lambda_l + \lambda_b \tag{10}$$

gde je λ verovatnoća raspada radona, $\lambda_l$ – verovatnoća uklanjanja atoma radona usled curenja iz komore i $\lambda_b$ – verovatnoća vraćanja atoma radona i komore natrag u uzorak.
U slučaju da se merenje vrši trag detektorima koristi se integralna verzija jednačine 9:

$$E = \frac{\rho V\lambda_{eff}}{kA}\frac{1}{t-\frac{1}{\lambda_{eff}}\left(1-e^{-\lambda_{eff}t}\right)} \tag{11}$$

gde su ρ – gustina tragova na trag detektoru, a k je kalibracioni koeficijent detektora.

## 2.3 METOD KANISTRA SA AKTIVNIM UGLJEM

Detalji metoda su dati u referenci [6]. Kanistri sa aktivnim ugljem se koriste za merenje radona, a koncentracija radona se dobija po sledećoj formuli:

$$C_r = \frac{G - B}{tE_f C_f D_f} \tag{12}$$

gde je G ukupna površina područja od interesa, B je površina istog područja merenog na fon, $E_f$ je koeficijent efikasnosti detektora, $C_f$ je koeficijent brzine adsorpcije radona na aktivni ugalj,

$$D_f = e^{-\frac{0{,}693 t_s}{T_{1/2}}} \tag{13}$$

gde je $t_s$ sredina proteklog vremena od početka izlaganja kanistra do početka merenja na gama detektoru, $T_{1/2}$ je vreme poluraspada radona.

Merenje ekshalacije je zasnovano na činjenici da ako je kanistar pripojen na mereni uzorak, tada svaki atom koji napusti uzorak biva adsorbovan od strane aktivnog uglja i tada je brzina ekshalacije $E_t$ jednaka fluksu adsorpcije radona u kanistru koji predstavlja proizvod $C_rC_f$, odnosno:

$$E_t = \frac{G - B}{tE_f D_f} \tag{14}$$

## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

U cilju poređenja metoda izvršena je i ad-hoc interkomparacija predloženih metoda. U svim metodima je korišćen cilindrični betonski uzorak dijametra 7,1 cm i visine 12 cm. Uzorak ima maseni udeo od 40% cementa, 15% peska i 45% travertina iz Niške Banje. Koncentracija $^{226}$Ra u uzorku je 175 ± 2 Bq kg$^{-1}$. Dobijeni rezultati merenja brzine ekshalacije radona različitim metodima su dati u tabeli 1.

**Tabela 1: Izmerene brzine ekshalacije različitim metodima**

| | Brzina ekshalacije [Bq s$^{-1}$ m$^{-2}$] | Nesigurnost merenja [Bq s$^{-1}$ m$^{-2}$] |
|---|---|---|
| Aktivni ugalj | 0,028 | 0,004 |
| Komora (trag detektor) | 0,034 | 0,002 |
| Komora (aktivni instrument) | 0,0311 | 0,0002 |
| Gama metod | 0,0326 | 0,0014 |

Metod sa aktivnim ugljem je manje osetljiv metod od ostalih, ali se ova osetljivost može povećati produženjem izlaganja i merenja. Ovaj metod ima solidan potencijal za in-situ merenja ekshalacije radona, jer za razliku od merenja aktivnim instrumentima, manje narušava komoditet stanara. Ipak aktivni metod ima veću osetljivost merenja, uključujući i in-situ merenja.

Merenje ekshalacije pomoću zatvorene komore i trag detektora nudi veću osetljivost, ali zato kod merenja trag detektorima nije moguće pratiti curenje komore ukoliko postoji. Za razliku od trag detektora, merenje aktivnim uređajem omogućava i merenje curenja komore, pa samim tim i korekciju na isto. Eventualna mana ovog metoda je što pojedini

instrumenti zahtevaju isušivanje vazduha, što onemogućava kontrolisanje vlage pri merenju ekshalacije. Gama metod je novopredloženi metod merenja ekshalacije radona i jedinstven je po tome što pored merenja ekshalacije radona kao rezultat daje i difuzionu dužinu i koeficijent emanacije radona u datom materijalu. Dobijena difuziona dužina radona u pomenutom uzorku je (0,31 ± 0,03) m, a koeficijent emanacije 0,45 ± 0,02. Mana ovog metoda je komplikovan proračun i duga priprema uzorka.

Zanimljivo je da dati uzorak ima veoma visoku brzinu ekshalacije radona, a da je ovakav materijal i dalje prihvatljiv kao građevinski materijal. Koncentracija radona u zatvorenoj prostoriji potekla usled ekshalacije iz građevinskog materijala se računa kao:

$$C_{Rn} = \frac{EA_r}{V_r \lambda_v} \tag{15}$$

gde su E – brzina ekshalacije, $A_r$ – površina zidova, $V_r$ – zapremina prostorije i $\lambda_v$ – koeficijent provetravanja prostorije koji je u intervalu (0,2–2) $h^{-1}$ (UNSCEAR, 2000), sa geometrijskom sredinom od 0,63 $h^{-1}$. Ako se uzme da je uobičajen odnos $A_r/V_r = 1,6$, za $\lambda_v$=0,2 $h^{-1}$ se dobija vrlo visoka koncentracija – $C_{Rn}$ = 711 Bq $m^{-3}$, a za $\lambda_v$=0,63 $h^{-1}$ $C_{Rn}$=226 Bq $m^{-3}$, što odgovara dozama od ~ 18 mSv i ~ 6 mSv, respektivno, što je značajno više od ograničenja, koja su data i gama i alfa indeksom.

Do sada je ekshalacija radona iz komercijalnih građevinskih materijala u Srbiji merena u dva navrata [7,8] i brzine ekshalacije su kretale u intervalima od 0,039 mBq $s^{-1}$ do 0,36 mBq $s^{-1}$, odnosno od 0,0004 mBq $s^{-1}$ do 0,24 mBq $s^{-1}$.

## 4. ZAKLJUČAK

Prikazano je nekoliko metoda za merenje brzine ekshalacije radona. Izbor metoda zavisi od različitih faktora, prevashodno od raspoloživosti sredstava. Svakako je metod merenja zatvorenom komorom i aktivnim instrumentom najjednostavniji i najpouzdaniji. Merenje kanistrima sa aktivnim ugljem nudi jednostavno i jeftino rešenje za in-situ merenja. Gama metod je računski komplikovan, ali jedini nudi mogućnost merenja koeficijenta emanacije i difuzione dužine radona u datom materijalu.

Ukazano je da postojeće regulisanje sadržaja radionuklida u građevinskim materijalima nije dovoljno u pojedinim slučajevima da sa sigurnošću smanjilo mogućnost izlaganja stanovništva dozama većim od 1 mSv.

## 5. LITERATURA


[1] Health Effects of Exposure to Radon: BEIR VI (Free Executive Summary) National Research Council. Izdavac, grad, godina

[2] WHO Handbook on Indoor Radon: a Public Health Perspective. WHO press, Geneva, 2009.

[3] J. Ferlay, P. Autier, M. Boniol, M. Heanue, M. Colombet, P. Boyle.Estimates of the cancer incidence and mortality in Europe in 2006. *Ann. Oncol*. 18, 2007, 581–592.

[4] Radiation protection 112 – Radiological Protection Principles Concerning the Natural Radioactivity of Building Materials. Directorate-General Environment, Nuclear Safety and Civil Protection. EC (European Commission), 1999.

[5] A. Awhida, P. Ujić, I. Vukanac, M. Đurašević, A. Kandić, I. Čeliković, B. Lončar, P. Kolarž. Novel method of measurement of radon exhalation from building materials. *Journal of Environmental Radioactivity*. 164, 2016, 337–343.

[6] G. Pantelić, M. Eremić Savković, M. Živanović, J.Nikolić, M.Rajačić, D.Todorović. Uncertainty evaluation in radon concentration measurement using charcoal canister. *Applied Radiation and Isotopes.* 87, 2014, 452–455.

# MEASUREMENT OF RADON EXHALATION FROM BUILDING MATERIALS

**Predrag UJIĆ[1], Igor ČELIKOVIĆ[1], Ahmed AWHIDA[2], Boris LONČAR[2], Gordana PANTELIĆ[1], Ivana VUKANAC[1], Predrag KOLARŽ[3], Aleksandar KANDIĆ[1], Mirjana ĐURAŠEVIĆ[1], Miloš ŽIVANOVIĆ[1]**

*1) Institut za nuklearne nauke „Vinča“, Univerzitet u Beogradu, Beograd, Srbija, ujic@vin.bg.ac.rs*

*2) Univerzitet Univerzitet u Beogradu, Tehnološko-metalurški fakultet, Beograd, Srbija*

*3) Univerzitet u Beogradu, Institut za fiziku, Beograd, Srbija*

***ABSTRACT***

*A review of a new radon exhalation measurement method is presented. This method provides also a measurement of the radon diffusion length and the radon emanation coefficient, which is not possible by standard radon exhalation measurement methods. Besides, three standard radon exhalation measurements are presented: closed chamber with an active instrument, closed chamber with a solid state nuclear track detector and a charcoal canister method. An intercomparison of advantages and disadvantages is also given. A short review of previous measurements of radon exhalation from comercial building materials in Serbia will be given in the presentation.*

# ISPITIVANJE BRZINE EKSHALACIJE RADONA: UTICAJ SPRAŠENOSTI I VLAŽNOSTI UZORKA

**Igor ČELIKOVIĆ[1], Mirjana ĐURAŠEVIĆ[1], Predrag UJIĆ, Predrag REPIĆ[1], Aleksandar KANDIĆ[1], Boris LONČAR[2]**

*1) Univerzitet u Beogradu, Institut za nuklearne nauke "Vinča", Beograd, Srbija, icelikovic@vin.bg.ac.rs*

*2) Univerzitet u Beogradu, Tehnološko-metalurški fakultet, Beograd, Srbija*

***SADRŽAJ***

*U radu je merena ekshalacija radona iz bigra iz Niške Banje poznatom po povišenoj koncentraciji $^{226}Ra$. Bigar zbog svoje velike poroznosti i visoke koncentracije radijuma je idealan materijal za testiranje parametara od kojih zavisi brzina ekshalacije. U radu je razmatrana zavisnost ekshalacije u odnosu na vlažnost kao i na sprašenost uzorka. Brzina ekshalacije je merena metodom zatvorene komore, a sama koncentracija radona aktivnim uređajem. Dobijeni rezultati ukazuju da brzina ekshalacije raste sa povećanjem vlažnosti uzorka i smanjenjem veličine zrna.*

## 1. UVOD

Na osnovu nedavno sprovedenih objedinjenih epidemioloških studija u Evropi[1], Americi[2] i Aziji[3], koje su ukazale na postojanje veze između koncentracije radona u zatvorenim prostorijama i kancera pluća, Svetska Zdravstvena Organizacija je procenila da između 3% i 14% svih kancera pluća potiče od radona i njegovih potomaka [4].

Koncentracija radona u zatvorenim prostorijama zavisi od brojnih faktora, kao što su: zemljište na kojem je izgrađen objekat, građevinski materijal, izvor vode u domaćinstvu, meteorološki uslovi, životne navike stanovništva... U prizemnim objektima, dominantni izvor radona je okolno zemljište odakle nastao radon prolazi kroz pukotine, spojeve (i sl.) i ulazi u zatvorene prostorije. Sledeći važan izvor radona je građevinski materijal, koji na višim spratovima postaje dominantan izvor radona.

U eri politike smanjenja otpada i povećanja njegove iskoristivosti, kao građevinski materijal se uvode cigle na bazi pepela dobijenog sagorevanjem uglja, koje imaju veću koncentraciju radionuklida nego ugalj pre sagorevanja. Takođe, sa povećanjem svesti o energetskoj efikasnosti objekata, stanovništvo ima tendenciju da živi u objektima sa prozorima i vratima koji sve bolje i bolje dihtuju, smanjujući time srednju brzinu izmene vazduha. Sve to za posledicu ima povećanje koncentracije radona u zatvorenim prostorijama na višim spratovima koje gotovo isključivo dolaze od građevinskog materijala [5].

Dok je s jedne strane ograničavanje specifične aktivnosti $^{226}Ra$, $^{232}Th$ i $^{40}K$, uvođenjem gama indeksa [6], tako da godišnja doza usled izlaganja spoljašnjem gama zračenju u zatvorenom prostorijama ne prelazi 1 mSv godišnje, regulisano u većini zemalja, unutrašnje izlaganje radonu usled ekshalacije iz građevinskog materijala nije regulisano. U samim preporukama Evropske komisije [6] je procenjeno da se za gama doze koje ne prelaze 1 mSv godišnje, ne očekuje da koncentracija radona bude veća od 200 Bq $m^{-3}$. Međutim, pokazano je da je moguće da koncentracije radona $^{222}Rn$ mogu da pređu 200 Bq $m^{-3}$ za građevinski materijal koji ima specifičnu aktivnost $^{226}Ra$ veću od 200 Bq $kg^{-1}$ [7], kao i da je pri maloj brzini izmene vazduha moguće da interno izlaganje radonu usled njegove ekshalacije iz građevinskog materijala bude veće od izlaganja spoljašnjem zračenju koje potiče od $^{226}Ra$ [8]. Stoga ne čudi povećano interesovanje za ispitivanje brzine

ekshalacije radona. Na brzinu ekshalacije radona pored koncentracije radijuma utiču i poroznost materijala, snaga emanacije, površina materijala, veličina zrna, vlažnost.
Cilj ovog rada je da se ispita uticaj veličine zrna kao i uticaj vlage na brzinu ekshalacije radona. Za merenje ekshalacije radona je korišćen metod zatvorene komore [9], kod kojeg se uzorak postavlja u komoru, koja bi tebalo po zatvaranju da dobro dihtuje. Po zatvaranju komore prati se povećanje koncentracije radona s vremenom. Koncentracija radona je merena aktivnim uređajem RTM1688-2, proizvedenim u SARAD GmbH, Drezdenu, Nemačka.

## 2. MATERIJAL I METODI

Kao materijal za ispitivanje brzine ekshalacije radona od stepena vlažnosti i granulacije uzorka korišćen je bigar iz Niške Banje. Bigar je sedimentna stena, nastao taloženjem kalcijum karbonata iz vodenog toka. Tekstura mu je šupljikava, pa se vrlo lako može mehanički usitniti. Pored toga, bigar iz Niške Banje sadrži visoku koncentraciju $^{226}$Ra, čime se višestruko skraćuje vreme merenja u odnosu na vreme merenja potrebno da se za tipičan građevinski materijal dobije ista statistika.
Uzorci su pripremljeni tako što se bigar prvo usitnjavao, a potom se prosejavao kroz sita različite veličine. Uzorci su na osnovu veličine zrna klasifikovani u 4 grupa: 1.) 2,1 – 1,6 mm, 2.) 1,6 – 1,2 mm, 3.) 1,2 – 0,7 mm i 4.) < 0,7 mm. Potom su stavljani u cilindrične PVC kutijice zapremine 250 ml. S obzirom na lako sprašivanje bigra, bilo je teško kontrolisati njegovo usitnjavanje do željene veličine, pa je stoga dobijena masa različitih uzoraka bila različita: po 2 kutijice su upotrebljene za uzorke iz grupe 1 i 2, ukupno 3 kutijice za uzorke iz grupe 3, te 4 kutijice za uzorke iz grupe 4.
Svi uzorci su mereni koaksijalnim HPGe detektorom (Canberra GX5019, $\varepsilon_r$=55,1% i FWHM=1,75 keV za $^{60}$Co gama liniju od 1332 keV). Kalibracija detektora je određena na osnovu matrice zemlje stavljene u cilindričnu kutijicu identičnih dimenzija, spajkovane standardnom mešavinom gama emitera dobijene od Češkog instituta za metrologiju. Za proračun koncentracije $^{226}$Ra je korišćena gama linija od 186 keV, a korekcija u slučaju prisustva "kontaminanta" $^{235}$U, je određena na osnovu gama linije od 144 keV. Vreme merenja uzoraka na HPGe detektoru je bilo toliko da neodređenost izmerene koncentracije $^{226}$Ra ne bude veća od 1%.
Za određivanje brzine ekshalacije radona je korišćen metod zatvorene komore. Kutijice sa uzorcima su bez poklopaca stavljane u komoru, koja se potom pažljivo zatvarala kako bi se smanjilo curenje radona iz komore. Vazduh iz komore je preko dva ventila povezan sa aktivnim uređajem RTM1688-2 koji je kontinualno merio koncentraciju radona u komori. Nagomilavanje radona u komori usled ekshalacije radona, u slučaju dobro zatvorene komore se može opisati sledećom jednačinom [10]:

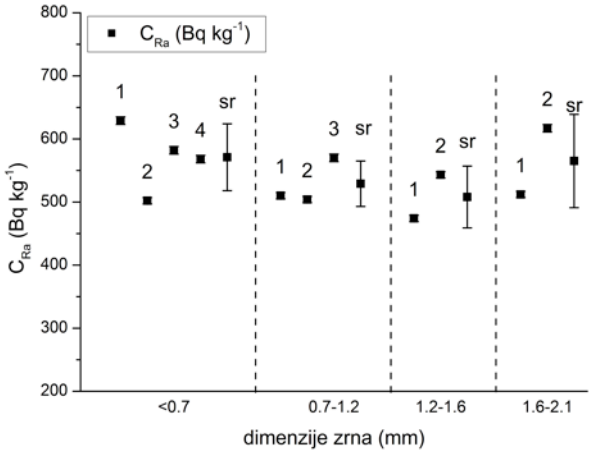
$$C(t) = \frac{E_m m}{\lambda V}(1 - e^{-\lambda t}) + C_0 e^{-\lambda t} \tag{1}$$

gde su:
$C$ - koncentracija radona u Bq m$^{-3}$ u vremenu $t$ (s), $C_0$ - inicijalna koncentracija radona u trenutku zatvaranja komore Bq m$^{-3}$, $E_m$ - masena brzina ekshalacije u Bq kg$^{-1}$ s$^{-1}$, $m$ - masa uzorka u kg $\lambda$ - konstanta raspada $^{222}$Rn izražena u (s$^{-1}$) i $V$ (m$^3$) je ukupna zapremina mernog sistema koja obuhvata zapreminu akumulacione komore, cevčica i mernu komoru samog uređaja.

S obzirom da je pripremljena različita masa uzoraka za različitu granulaciju i da je korišćen različit broj PVC kutijica, brzina ekshalacije je izražena kao masena brzina ekshalacije $E_m$, odakle se može izraziti i brzina ekshalacije.
Zapremina uzorka je mnogo manja od 10% od ukupne zapremine sistema, tako da se efekat povratne difuzije ("back diffusion") može zanemariti [11]. U slučaju curenja radona, uvodi se efektivna konstanta raspada ($\lambda_{eff} = \lambda + \lambda_{leak}$) koja koriguje konstantu raspada za brzinu curenja radona iz komore. Fitovanjem krive (1) direktno se dobija $\lambda_{eff}$ odakle se znajući $\lambda$ može direktno izračunati konstanta curenja radona iz komore.
Uzorci pre merenja nisu isušivani, već su stavljani u komoru po ambijentalnim uslovima. Po završetku merenja, uzorci su sušeni na temperaturi od 105 °C i na osnovu razlike u masi pre i posle isušivanja uzorka, procenjen je sadržaj vlage u uzorku pri ambijentalnim uslovima. Za ispitivanje uticaja vlažnosti na brznu ekshalacije, korišćeni su sprašeni uzorci veličine zrna < 0,7 mm. Pored brzine ekshalacije pri ambijentalnim uslovima, merena je i brzina ekshalacije uzoraka kod kojih je sadržaj vlage oko 10 i 20% mase isušenog uzorka.
Sva merenja su trajala u periodu od 5 do 7 dana, a vreme pojedinačnog uzorkovanja 1 h.

## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

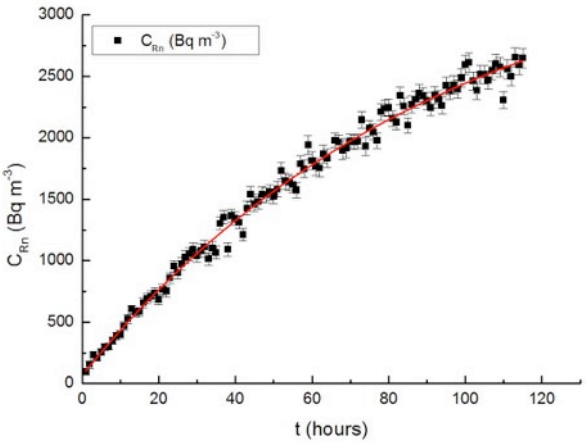
Na slici 1 su prikazane izmerene koncentracije $^{226}$Ra za sve uzorke grupisane po krupnoći zrna. Iako je neodređenost izmerene koncentracije radijuma pojedinačnog uzorka oko 1%, varijacija srednje vrednosti za grupu uzoraka se kreće između 7 i 13%.




**Slika 1. Specifična aktivnost $^{226}$Ra (Bq kg$^{-1}$) izmerena za svaki uzorak grupisana po krupnoći zrna. Srednja vrednost za datu grupu uzoraka označena sa sr.**

Na osnovu dobijene srednje vrednosti za svaku grupu merenja i odgovarajuće standardne devijacije, date i u tabeli 1, statistički se može reći da su srednje vrednosti koncentracije radijuma jednake.
Od trenutka stavljanja uzorka u komoru i njenog zatvaranja, dolazi do porasta koncentracije radona u komori, pa posle 5 srednjih vremena života (oko 27 dana), koncentracija dostiže oko 95% od svoje maksimalne vrednosti. Porast koncentracije radona u komori izmerena aktivnim uređajem RTM1688-2 u funkciji od vremena, je za slučaj sprašenih uzorka veličine < 0,7 mm prikazan na slici 2.

Dobijeni rezultati se fituju na krivu opisanu jednačinom 1, pri čemu su slobodni parametri: masena brzina ekshalacije $E_m$, effektivna konstanta raspada $\lambda_{eff}$ i početna koncentracija radona $C_0$.




**Slika 2. Kriva nagomilavanja radona u komori merena za sprašeni uzorak dimenzije < 0.7 mm**

Ova procedura je ponovljena za sve uzorke, a dobijeni rezultati merenja brzine ekshalacije radona u zavisnosti od veličine zrna su dati u tabeli 1, dok su vrednosti ekshalacije u zavisnosti od vlažnosti uzorka date u tabeli 2. Budući da je vreme merenja prikazano u satima, zbog intuitivnosti su i za $\lambda_{eff}$ i $E_m$ korišćeni sati umesto sekundi. Kao meru kvaliteta fita dat je prilagođen koeficijent korelacije (adj. $R^2$).

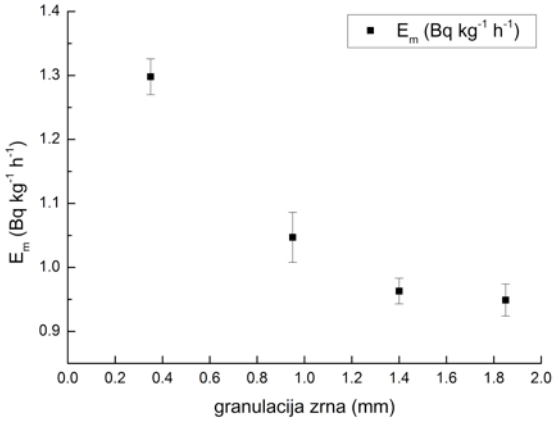
**Tabela 1. Rezultati merenja brzine ekshalacije radona za uzorke različite granulacije. U tabeli su naznačeni: veličina uzorka, $C_{226Ra}$ - specifična aktivnost radijuma, $m$- masa uzorka, $\lambda_{eff}$ - efektivna konstanta raspada, $C_0$ - početna koncentracija radona, $E_m$ - masena brzina ekshalacije, kao i kvalitet fita (adj $R^2$)**

| Veličina uzorka (mm) | m (kg) | $C_{226Ra}$ (Bq kg$^{-1}$) | $\lambda_{eff}$ $10^{-4}$(h$^{-1}$) | $C_0$ (Bq m$^{-3}$) | $E_m$ (Bq kg$^{-1}$ h$^{-1}$) | Adj $R^2$ |
|---|---|---|---|---|---|---|
| < 0,7 | 0,910 | 551 ± 53 | 106,8±5,6 | 66±13 | 1,298±0,028 | 0,994 |
| 0,7 - 1,2 | 0,505 | 529 ± 36 | 82±10 | 84,5±7,4 | 1,047±0,039 | 0,990 |
| 1,2 - 1,6 | 0,323 | 508 ± 49 | 107,5±4,9 | -19±1 | 0,963±0,020 | 0,993 |
| 1,6 - 2,1 | 0,293 | 564 ± 74 | 87,3±5,1 | 12,9±4,6 | 0,949±0,025 | 0,986 |

Efektivna konstanta raspada varira od $8{,}2\cdot10^{-3}$ do $10{,}8\cdot10^{-3}$ h$^{-1}$, što ukazuje da komora nije podjednako zaptivala za svako merenje. Brzina curenja radona iz komore se stoga kreće u opsegu od $7\cdot10^{-4}$ h$^{-1}$ do $3{,}2\cdot10^{-3}$ h$^{-1}$. U slučaju merenja aktivnim uređajem, varijacija curenja radona ne predstavlja problem jer se iz krive raspada koja se kontinualno meri dobija vrednost efektivne konstante raspada. Međutim, da se pri istim uslovima ekshalacija merila pasivnim uređajem, dobijena brzina ekshalacije bi bila potcenjena u odnosu na stvarnu, na šta je potebno obratiti pažnju.

Inicijalna vrednost koncentracije radona je u dva slučaja procenjena na 66 Bq m$^{-3}$ i 84,5 Bq m$^{-3}$, što ukazuje ili da radonska komora nije zatvorena u sredini sa niskim

radonom, ili da komora uređaja pre merenja nije bila isprana od radona. Pri merenju aktivnim uređajem, ovo ne predstavlja problem, ali da se merilo pasivnim uređajem, ne bi se mogla izvršiti korekcija na početnu koncentraciju radona, pa bi dobijena koncentracija radona bila precenjena.
Merenje je pokazalo da sa smanjenjem veličine zrna dolazi do povećanja brzine ekshalacije. U cilju bolje reprezentacije rezultata, pretpostavljeno je da je distribucija veličine zrna unutar svake grupe uniformna, što znači da bi srednjoj veličini zrna iz opsega odgovarala izmerena brzina ekshalacije, što je prikazano na slici 3.




**Slika 3. Zavisnost masene brzine ekshalacije od granulacije uzorka. Za granulaciju zrna je uzeta srednja vrednost zrna za svaku grupu**

Sa smanjenjem veličine zrna, povećava se verovatnoća da će atom radijuma koji se raspada naći blizu površine zrna, povećavajući time verovatnoću da radon difunduje iz tog zrna, što dovodi do porasta brzine ekshalacije.
U cilju ispitivanja sadržaja vlage, uzorci su po završetku merenja sušeni na temperaturi od 105 °C. Razlika u masi uzoraka od svega 1-1,5% pre i posle sušenja uzoraka, ukazuje na to da je bigar bio praktično suv prilikom merenja. Kako bi se ispitao uticaj vlažnosti, uzorcima najsitnije granulacije se dodavala voda čija je masa iznosila oko 10% i 20% mase isušenog uzorka. Rezultati brzine ekshalacije $E$ (Bq $h^{-1}$) u zavisnosti od vlažnosti su dati u tabeli 2.

**Tabela 1. Rezultati merenja brzine ekshalacije radona u zavisnosti od vlažnosti uzorka**

| masa vode (%) mase suvog uzorka | $\lambda_{eff}$ $10^{-4}(h^{-1})$ | $C_0$ (Bq $m^{-3}$) | E (Bq $h^{-1}$) | Adj $R^2$ |
|---|---|---|---|---|
| 1 | 106,8±5,6 | 66±13 | 1,182±0,025 | 0,994 |
| 8 | 85,1±4,3 | 70±10 | 1,432±0,024 | 0,997 |
| 20 | 80±12 | 3±18 | 1,422±0,056 | 0,996 |

Izmerena brzina ekshalacije za vlažne uzorke je veća od brzine ekshalacije suvog uzorka. Ovakav rezultat ne čudi, budući da pore napunjene vodom smanjuju domet radona koji je emanirao iz zrna bigra, povećavajući time verovatnoću da radon ostane u tim porama, odnosno smanjujući time verovatnoću da se usled uzmaka atom radona

zarobi u susedno zrno. Nije uočena razlika između brzine ekshalacije za 2 vlažna uzorka iako je očekivana. Jedna od mogućih interpretacija bi bila da su pore u oba slučaja već bile ispunjene vodom, tako da sa povećanjem vlažnosti uzorka, nije došlo do daljeg povećanja ovog efekta.

## 4. ZAKLJUČAK

U radu je ispitivan uticaj granulacije i vlažnosti materijala na brzinu ekshalacije. Kao materijal je korišćen bigar iz Niške Banje zbog vrlo visoke koncentracije $^{226}$Ra, koja prelazi 500 Bq kg$^{-1}$. Uočeno je povećanje brzine ekshalacije sa smanjenjem veličine zrna i taj efekat je izraženiji što je granulacija finija. Rezultat ukazuje da je za isti tip građevinskog materijala poželjnije koristi onaj sa krupnijom granulacijom, kako bi se smanjila ekshalacija radona, a samim tim i doza usled izlaganja radonu.
Brzina ekshalacije radona je veća za vlažni uzorak u odnosu na suvi. Budući da nije bilo promene brzine ekshalacije kada je masa vode iznosila 8% i 20% od mase suvog uzorka, autori pretpostavljaju da je došlo do zasićenja pora vodom. Efekat je potrebno detaljnije ispitati, kako bi se videlo da li ekshalacija dostiže plato ili ima tendenciju opadanja. Takođe, ispitivanjem malog sadržaja vlage, utvrdiće se stepen rasta brzine eksahacije i koliko brzo dolazi do maksimuma ekshalacije. Preliminarni rezultati ukazuju da usled povećanja vlage efektivna doza može da poraste preko 20% i potrebno ju je uvrstiti u procenu doze usled radona.

## 5. ZAHVALNICA

Autori se zahvaljuju Ministarstvu prosvete, nauke i tehnološkog razvoja Republike Srbije za finansiranje projekata: P171018 i P171007.

## 6. LITERATURA

[1] S. Darby et al. Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *BMJ*, 330, 2005, 223.
[2] D. Krewski et al. A combined analysis of North American case-control studies of residential radon and lung cancer. *J. Toxicol. Environ. Health* A. 69, 2006, 533-597.
[3] J.H. Lubin et al. Risk of lung cancer and residential radon in China: pooled results of two studies. *Int J Cancer*. 109, 2004, 132-137.
[4] WHO Handbook on Indoor Radon. WHO, Geneva, 2009
[5] I.V. Yarmoshenko, A.V. Vasilyev, A.D. Onishchenko, S.M. Kiselev, M.V. Zhukovsky, Indoor radon problem in energy efficient multi-storey buildings, *Radiat. Prot. Dosim.*160, 2014, 53–56.
[6] Radiation protection 112-Radiological Protection Principles Concerning the Natural Radioactivity of Building Materials. Directorate-General Environment, Nuclear Safety and Civil Protection, European Commission, 1999.
[7] Naturally Occurring Radiation in the Nordic Countries—Recommendations. The Flag-Book Series, The Radiation Protection Authoritiesin Denmark, Finland, Iceland, Norwayand Sweden, Reykjavik, 2000.
[8] P. Ujić, I. Čeliković, A. Kandić, I. Vukanac, M. Đurašević, D. Dragosavac, Z.S. Žunić. Internal exposure from building materials exhaling 222 Rn and 220 Rn as compared to external exposure due to their natural radioactivity content. *Appl. Radiat. Isot*. 68, 2010, 201–206.

[9] N.P Petropoulos, M.J Anagnostakis, S.E Simopoulos. Building materials radon exhalation rate: ERRICCA intercomparison exercise results, *Science of The Total Environment*. 272, 2001, 109–118.
[10] P. Ujić, I. Čeliković, A. Kandić, Z. Žunić. Standardization and difficulties of the thoron exhalation rate measurements using an accumulation chamber. *Radiat. Meas.* 43, 2008, 1396–1401.
[11] A. Poffijn, R. Bourgoignie, R. Mirijins, J. Uyttenhove, A. Janssens, R. Jacobs. Laboratory measurements of radon exhalation and diffusion. *Radiat. Prot. Dosim.* 7, 1984, 77–79.

## INVESTIGATION OF THE RADON EXHALATION RATE: AN INFLUENCE OF HUMIDITY AND A GRAIN SIZE

**Igor ČELIKOVIĆ[1], Mirjana ĐURAŠEVIĆ[1], Predrag UJIĆ, Predrag REPIĆ[1], Aleksandar KANDIĆ[1], Boris LONČAR[2]**

*1) University of Belgrade,"Vinča" Institute of Nuclear Sciences, Belgrade, Serbia, icelikovic@vin.bg.ac.rs*

*2) University of Belgrade, Faculty of Technology and Metallurgy, Belgrade, Serbia*

***ABSTRACT***

*In this contribution, radon exhalation rate from travertine originating from Niška Banja, Serbia was measured. This particular travertine, with a high $^{226}Ra$ concentration and high porosity, is ideal for testing various parameters that can influence radon exhalation rate. The radon exhalation rate was investigated for different sizes of grains. Grain sizes were dived into 4 groups: 1) 2.1 - 1.6 mm, 2.) 1.6 - 1.2 mm, 3.) 1.2 - 0.7 mm i 4.) < 0.7 mm. Influence of the humidity on radon exhalation rate was also investigated. Samples with the smallest grain size were exposed to 3 different levels of humidity (dry sample, and two samples in which water content was around 10% and 20% of the mass of dry sample. An accumulation chamber method with an active device RTM1688-2 was used to estimate radon exhalation rate from continuous measurement of radon in the chamber. Obtained results indicate that radon exhalation rate is increasing with an increase of humidity of the sample and with an decrease of grain size.*

# ISTRAŽIVANJE KONCENTRACIJE RADONA U IZVORSKOJ VODI SA PLANINE JASTREBAC

**Biljana VUČKOVIĆ[1], Nataša TODOROVIĆ[2], Dragan RADOVANOVIĆ[1], Tijana KEVKIĆ[1]**

*1) Univerzitet u Prištini, Prirodno-matematički fakultet, Kosovska Mitrovica, Srbija biljana.vuckovic@pr.ac.rs, dragan.radovanovic@pr.ac.rs, tijana.kevkic@pr.ac.rs*

*2) Univerzitet u Novom Sadu, Prirodno-matematički fakultet, Departman za fiziku, Novi Sad, Srbija, natasa.todorovic@df.uns.ac.rs*

***SADRŽAJ***

*Jastrebac je planina koja se nalazi u južnom delu Srbije, na prostoru između Niša, Aleksinca, Kruševca, Blaca i Prokuplja. Planina obiluje brojnim izvorima vode, vodenim tokovima i potocima. Vodu sa prirodnih izvora ljudi koriste za piće. Kako je radon u vodi prepoznat kao jedan od najvažnijih uzročnika maligniteta, važno je istražiti u kojoj meri je on zastupljen u ovim vodama. Merenje koncentracije radona izvršeno je pomoću radon detektora RAD7 (DURRIDGE Co.). U radu su predstavljene vrednosti koncentracije radona u vodi, i utvrđeno je da su dosta ispod preporučenog nivoa od 100 Bq $l^{-1}$. Interval izmerenih vrednosti bio je od (0,7 ± 0,3) Bq $l^{-1}$ do (6,6 ± 1,3) Bq $l^{-1}$, sa srednjom vrednošću od 3,72 Bq $l^{-1}$. Na osnovu izmerenih koncentracija radona određene su efektivne doze inhalacije i ingestije na godišnjem nivou. Određena je i ukupna godišnja doza izloženosti u rasponu od 1,90 μSv $y^{-1}$ do 17,88 μSv $y^{-1}$, sa srednjom vrednošću od 10,54 μSv $y^{-1}$. Rezultati prezenovani u ovom radu predstavaljaju prva merenja radona u vodi na ovom području ovom metodom.*

## 1. UVOD

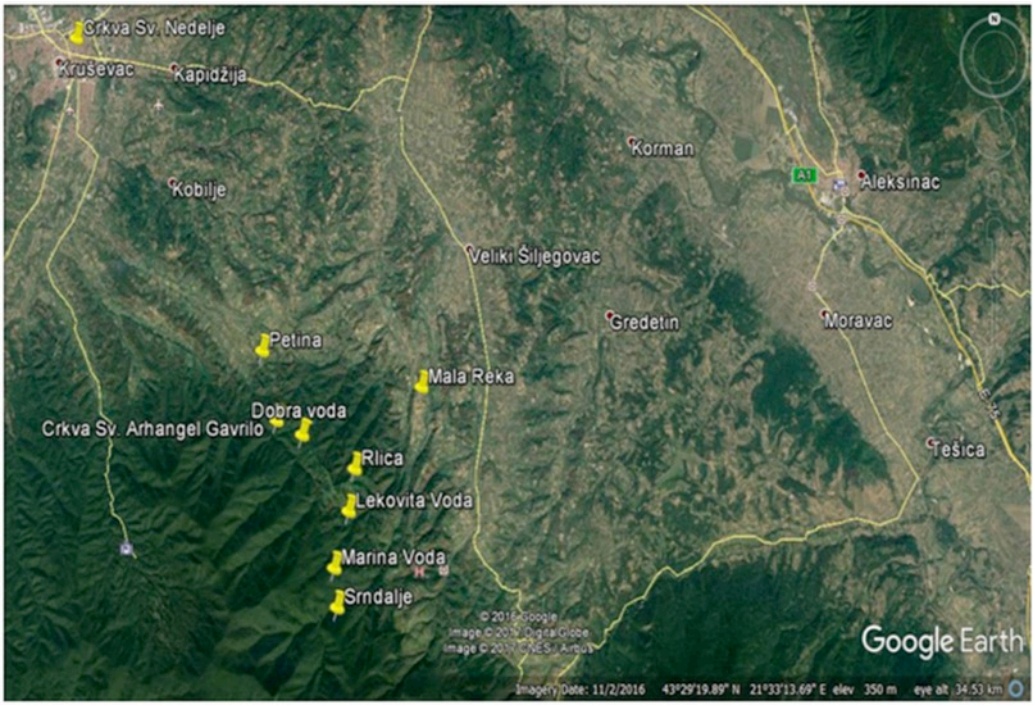
Prisustvo radona u životnoj sredini smatra se drugim najznačajnijim uzročnikom maligniteta pluća (odmah posle dugotrajnog izlaganja duvanskom dimu) [1-3]. U organizam se radon može uneti i ingestijom i inhalacijom. Pošto je radon akvafobik, i lako napušta vodu, njegovo prisustvo u vodi ne predstavlja direktnu opasnost po zdravlje [4], već radon koji se iz te vode oslobodio u zatvoren prostor i na taj način pojačao svoje prisustvo. Procenjeno je da inhalacija radona i njegovih potomaka, oslobođenih iz voda za piće uslovljava čak 89% karcinoma pluća, dok preostalih 11% karcinoma u prvom redu digestivnog trakta su posledica ingestije vode sa pojačanom koncentracijom radona [5]. Nagomilavanje radona je posebno izraženo u onim podzemnim vodama koje su u kontaktu sa granitnim stenama, gnajsom, škruljcima, ali i peščarom i krečnjakom [6, 7]. Treba istaći da radon nije uvek prisutan u vodi za piće, posebno ako se radi o površinskim vodama ili vodozahvatima i rezervoarima kod kojih se radon može osloboditi i pre korišćenja [8].

Kada se podzemna voda bogata radonom koristi za piće, ili u neke druge svrhe direktno sa mesta izviranja, kao što je uobičajeno u ruralnim sredinama, u njoj će i dalje biti prisutna visoka koncentracija radona, a vreme proteklo od sakupljanja do konzumiranja neće biti dovoljno da bi se sprečili potencijalni zdravstveni rizici vezani za radon i njegove kratkoživeće potomke [9]. Zbog toga je važno kontrolisati koncentraciju radona u vodama na samim izvorištima i javnim česmama kako bi se utvrdilo da li je ona sa radiološkog aspekta bezbedna za piće. Prema preporuci US EPA [10] dozvoljena koncentracija radona u vodi za piće je 11 Bq $l^{-1}$, dok u podzemnim vodama maksimalna

zastupljenost radona prema Evropskoj Komisiji je 100 Bq $l^{-1}$ [11]. Sa druge strane, prema izveštaju ICRP [12] maksimalna dozvoljena koncentracija radona u vodi je 0,6 Bq $l^{-1}$.
U ovom radu predstavljeni su rezultati merenja koncentracija radona u vodi uzorkovane sa 9 izvora na Jastrepcu. Na osnovu dobijenih vrednosti određene su efektivne doze inhalacije i ingestije radona na godišnjem nivou i sumirane u ukupnu dozu zračenja kojoj je stanovništvo na tom području izloženo.

## 2. OBLAST ISTRAŽIVANJA

Jastrebac je planina koja se nalazi u južnom delu Srbije, na prostoru između Niša, Aleksinca, Kruševca, Blaca i Prokuplja. Sastoji se od dva masiva, Velikog i Malog Jastrebca. Spada u rodopske planine. Najviši vrhovi su Velika Đulica (1491 m), Pogled (1481 m), Zmajevac (1313 m) i Bela stena (1257 m), koji predstavljaju prirodnu granicu između Toplice i Pomoravlja. Prevojem Grebac između Velikog i Malog Jastrebca vodi put Prokuplje-Kruševac (preko Ribarske Banje). Jastrebac se odlikuje obilnom listopadnom i četinarskom šumom. U brojnim rečicama i potocima mogu se naći rečni rakovi i slobodna pastrmka, što je znak izuzetno čiste vode. Za one koji vole prirodnu hranu, Jastrebac obiluje mnoštvom samoniklog jestivog bilja.
Na istraženom području dominantni morfološki oblik, pravca istok-zapad, predstavlja planinski greben Velikog Jastrepca. Od 9 ispitanih izvora, njih 8 se nalazi na području Jastrepca, a samo jedan u kruševačkoj neogenoj kotlini, slika 1. U okviru srpsko-makedonske mase dominantni strukturni oblik predstavlja horst Velikog Jastrepca i nekoliko manjih blokova u kruševačkoj neogenoj depresiji. U okviru svakog bloka nalaze se manje ili više složene naborne strukture. Najstarije tvorevine na istraživanom terenu predstavljaju kristalasti škriljci visokog stepena metamorfizma, najvećim delom sedimentnog porekla, transformisani do amfibolitske facije [13].




**Slika 1. Prostorni raspored ispitivanih izvora na Jastrebcu**

Највећи број извора (црква Св. Арханђел Гаврило, Добра вода, Рлица, Лековита вода, Марина вода и Срндаље) се налази на кредно-палеогеним пешчарима, конгломератима, филитима и глинцима, један на алувиуму (црква Св. Недеље), један на слатководним и бракичним глинама, песковима, шљунковима (Петина) и један на конгломератима, пешчарима, песковима, лапорцима, кречњацима и глинама (Мала река).
Испитивани извори се налазе на различитим надморским висинама, и то: извор код цркве Св. Недеље – 162 m, извор код цркве Св. Арханђела Гаврила – 406 m, извор Добра вода – 549 m, извор Петина – 391 m, извор Мала река – 358 m, извор Рлица – 630 m, извор Лековита вода – 561 m, извор Марина вода – 841 m и извор Срндаље – 830 m. Висинска разлика између најнижег извора код цркве Св. Недеље (162 m) и извора Марине воде (841 m) износи 679 m.

## 3. МАТЕРИЈАЛ И МЕТОДЕ

У оквиру ових истраживања концентрација радона у води одређена је помоћу система RAD/ RAD $H_2O$ (*Durrige Co.*). Основа самог алфа спектрометра RAD7 је полусферна комора запремине 0.7 l чија је унутрашња страна обложена материјалом који је добар проводник. У центру коморе налази се силицијумски α-детектор. Јако електрично поље унутар коморе чини да се енергија упадног алфа зрачења директно претвара у електрични сигнал. Како је радон хемијски инертан и електрично неутралан у комори, оно што електрично поље у комори убрзава и усмерава ка детектору је позитиван јон Po-218. Нанесени Po-218 емитује α-честице које са вероватноћом од 50% улазе у активну средину и производе електрични сигнал чији интензитет одговара енергији.
Помоћу RAD7 пумпе вршила се аерација узорковане воде како би радон био истиснут и преведен у комору за мерење. Ваздух циркулише кроз воду у циклусима и континуирано екстрахује радон из ње. Ефикасност екстракције радона из воде у ваздух који циркулише до мерне коморе благо зависи од температуре, али је увек већи од 90%. Овај систем веома брзо достиже равнотежу, већ после 5 минута више нема радона који би се могао издвојити из узорка. Узорак воде налази се у стаклену бочици од 250 ml уколико се не очекује концентрација радона већа од 100 $Bql^{-1}$, при чему је ефикасност екстракције 94% [14]. У супротном, воду треба узорковати у бочама запремине 40 ml, где је ефикасност екстракције је 99%. Оно што може редуковати ефикасност сакупљања Po-218 је релативна влажност.
По завршетку мерења добија се штампани извештај средње концентрације радона и њене стандардне девијације за дати период мерења. Такође се у извештаю наводе и температура и влажност унутар коморе, датум и време завршетка мерења. Уколико мерење концентрације радона у узорку воде није обављено у року од неколико сати након узорковања потребно је добијену вредност кориговати за распад.
RAD7 детектор пре сваког мерења мора бити ослобођен заосталог радона и суv, а што се постиже продувавањем инструмента. Релативна влажност испод 6% у активној запремини детектора гарантује да у току наредног мерења неће прелазити 10%. Да би се избегли позадински ефекти у детектору RAD $H_2O$, а јављају се као последица присуства трагова радона из претходних мерења или његових потомака на свакe четири недеље уређај се тестира узорком од 250 ml дестиловане - *radonfree* узорак. Потом следи мерење по стандардној процедури. Минимална детектабилна активност од 0,37 Bq $l^{-1}$ за 20 минута мерења може се добити једино ако се сав заостали радон елиминише из система (односи се на мерење 250 ml узорка воде) [14].

## 4. REZULTATI I DISKUSIJA

Rezultati ovih istraživanja (temperature vode, koncentracija radona i efektivne godišnje doze izlaganja) sumirani su i predstavljeni u tabeli 1, koja sledi. Voda sa 9 ispitivanih izvora uzorkovana je u plastičnim flašama od 1,5 l, kod kojih se proces difuzije radona može praktično zanemariti [4]. Uzorkovanje vode vršilo se u toku jednog dana i pri tom se vodilo računa da flaše budu napunjene do samog vrha i zatvarane pod mlazom vode kako bi se onemogućilo nagomilavanje radona u vazdušnom čepu u neposrednoj blizini poklopca.

**Tabela 1. Koncentracije radona u vodi i ukupna efektivna godišnja doza zračenja**

| Br | Naziv | T [$^oC$] | $C_o$ [Bq $l^{-1}$] | $C_{coor}$ [Bq $l^{-1}$] | $E_{ingest}$ [μSv $y^{-1}$] | $E_{inhal}$ [μSv $y^{-1}$] | $E_{tot}$ [μSv $y^{-1}$] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1. | Crkva Sv.Nedelje | 12 | 6,1 ± 0,9 | 6,3 ± 0,9 | 1,32 | 15,75 | 17,07 |
| 2. | Crkva Sv. Arh.Gavrilo | 14 | <0,8 | 0,8 | 0,17 | 2,00 | 2,17 |
| 3. | Dobra voda | 9 | 6,0 ± 2,0 | 6,3 ± 2,1 | 1,32 | 15,75 | 17,07 |
| 4. | Petina | 14 | 3,0 ± 0,8 | 3,1 ± 0,8 | 0,65 | 7,75 | 8,40 |
| 5. | Mala reka | 12 | 6,3 ± 1,2 | 6,6 ± 1,3 | 1,38 | 16,50 | 17,88 |
| 6. | Rlica | 11 | 4,4 ± 1,1 | 4,6 ± 1,1 | 0,96 | 11,50 | 12,46 |
| 7. | Lekovita voda | 12 | 0,64 ± 0,28 | 0,7 ± 0,3 | 0,15 | 1,75 | 1,90 |
| 8. | Marina voda | 7 | 2,9 ± 1,4 | 3,0 ± 1,5 | 0,63 | 7,50 | 8,13 |
| 9. | Srndalje | 10 | 3,4 ± 0,5 | 3,6 ± 0,5 | 0,75 | 9,00 | 9,75 |

Pošto se koncentracija radona nije mogla izmeriti na samom mestu uzorkovanja, bilo je jako važno da se vreme od uzorkovanja do merenja koncentracije svede na što je moguće kraće vreme, pošto će koncentracija radona konstantno opadati u uzorku usled raspada jezgra radona (period poluraspada iznosi 3,82 dana). Zato se u tabeli se pored izmerene koncentracije radona $C_o$ nalazi i njena korigova vrednost $C_{corr}$ određena na sledeći način:

$$C_{corr} = C_o \cdot e^{(-(\ln 2/T1/2)t)} \quad (1)$$

gde t definiše vreme proteklo od uzorkovanja do merenja koncentracije radona, koje je iznosilo u intervalu od 5 do 6 dana.

Najnižu vrednost koncentracije radona imao je uzorak vode sa izvora Lekovita voda – 0,7 Bq $l^{-1}$, a najveća vrednost koncentracije radona izmerena je u uzorku vode sa izvora Mala reka – 6,6 Bq $l^{-1}$. Statističkom obradom rezultata određena je srednja vrednost izmerenih koncentracija od 3,89 Bq $l^{-1}$, sa standardnom devijacijom od 3,04 Bq $l^{-1}$ i geometrijskom sredinom od 2,25 Bq $l^{-1}$. Može se zaključiti da ove izvorske vode karakteriše slabo prisustvo radona. Ovi rezultati su se i mogli očekivati kada se pogleda geološka stuktura terena. Upoređujući ove vrednosti sa preporučenim vrednostima iz literature, može se zaključiti da je voda sa ovih izvora bezbedna sa radiološkog aspekta za

piće. Za uzorkovane izvorske vode može se reći da su hladne vode, sa rasponom temperature od 7°C (koliko je izmereno na izvoru Marina voda), do 14°C (koliko iznose temperature voda na izvoru kod crkve Sv. Arhangela Gavrila i na izvoru Petina).
Ukupna efektivna doza internog ozračivanja radonom adsorbovanim u vodi sastoji se od dve komponente: prvu definiše efektivna doza primljena pri ingestiji ($E_{\text{ingestija}}$) radona i njegovih potomaka, dok drugu definiše efektivna doza inhalacije ($E_{\text{inhalacija}}$) radona oslobođenog iz vode. Obrasci koji ih određuju su [15, 16]:

$$E_{ingest}\,(mSv) = C_{Rn}\,(Bq\,l^{-1}) \times 60\,l\,y^{-1} \times 10^{-3}\,m^3\,l^{-1} \times 3{,}5\,nSv\,Bq^{-1} \quad (2)$$

$$E_{inhal}\,(mSv) = C_{Rn}\,(Bq\,l^{-1}) \times 10^{-4} \times 7000\,h \times 0{,}4 \times 9\,nSv\,Bq^{-1}\,m^3\,h^{-1} \quad (3)$$

Kada je reč o efektivnoj dozi ingestije radona određene vrednosti su u rasponu od 0,15 μSv $y^{-1}$ do 1,38 μSv $y^{-1}$, sa srednjom vrednošću od 0,81 μSv $y^{-1}$, standardnom devijacijom od 0,47 μSv $y^{-1}$ i geometrijskom sredinom od 0,64 μSv $y^{-1}$. Vrednosti određene godišnje efektivne doze inhalacije radona i njegovih potomaka je u intervalu od 1,75 μSv $y^{-1}$ do 16,50 μSv $y^{-1}$, sa srednjom vrednošću od 9,72 μSv $y^{-1}$, standardnom devijacijom od 5,64 μSv $y^{-1}$ i geometrijskom sredinom od 7,62 μSv $y^{-1}$. Kao i za svaki drugi radionuklid koji uslovljava internu radijaciju, tako i za radon važi da je godišnja doza inhalacije veća od godišnje doze ingestije [16]. Vrednost ukupne efektivne doze zračenja na godišnjem nivou varira od 1,90 μSv $y^{-1}$, što karakteriše izvor Lekovita voda, do 17,88 μSv $y^{-1}$, što karakteriše izvor Mala reka. Statističkom obradom određena je njena srednja vrednost od 10,54 μSv $y^{-1}$, kao i standardna devijacija vrednosti od 6,10 μSv $y^{-1}$ i geometrijska srednja vrednost od 8,26 μSv $y^{-1}$. Još jedna potvrda da se vode sa ovih izvora mogu koristiti za piće je i to što se srednja vrednost ukupne efektine doze zračenja nalazi daleko ispod preporučeog limita od 100 μSv $y^{-1}$ [17, 18].

## 5. ZAKLJUČAK

Rezultati prezentovani u ovom radu pokazuju da je zastupljenost radona u vodama uzorkovanim sa 9 različitih izvora na Jastrepcu jako mala. Radon je najmanje zastupljen u vodi uzorkovanoj sa izvora Lekovita voda – 0,7 Bq $l^{-1}$ dok je zabeležena njegova najveća zastupljenost u vodi uzorkovanoj sa izvora Mala reka – 6,6 Bq $l^{-1}$. Srednja vrednost koncentracije radona u ispitivanim uzorkovanim vodama od 3,89 Bq $l^{-1}$ daleko je ispod preporučenih vrednosti [10, 11]. To navodi na zaključak da su ove izvorske vode sa radiološkog aspekta bezbedne za piće.
Kao i za svaki drugi radionuklid koji uslovljava internu radijaciju, tako i za radon važi da je godišnja doza inhalacije, srednje vrednosti od 9,72 μSv $y^{-1}$, veća od godišnje doze ingestije, srednje vrednosti od 0,81 μSv $y^{-1}$ [16-18]. Srednja vrednost ukupne efektivne doze zračenja na godišnjem nivou od 10,54 μSv $y^{-1}$ je daleko ispod preporučene vrednosti od 100 μSv $y^{-1}$, što je još jedan dokaz o radiološkoj ispravnosti ovih izvorskih voda za piće.
Rezulati izloženi u ovom radu predstavljaju prve korake u ispitivanju koncentracije radona u vodi na ovom području u ovom delu Srbije i utvrđivanju postojanja, ili ne, radiološke ispravnosti voda.

## 6. ZAHVALNICA

Autori se zahvaljuju zaljubljenicima u prirodu koji su pomagali pri izradi mape i uzorkovanju voda.

## 7. LITERATURA

[1] K. Mitev, I. Dimitrova, V. Zhivkova, S. Georgiev, G. Gerganov, D. Pressyanov, T. Boshkova, Measurement of Rn–222 in water by absorption in polycarbonates and liquid scintillation counting, *Nucl. Instrum. Meth.* 677(2012), pp. 31–40.

[2] F. Manzoor, A.S. Alaamer, S.N.A. Tahir, Exposures to $^{222}$Rn from consumption of underground municipal water supplies in Pakistan, *Radiat. Prot. Dosim.* 130 (2008), 3, pp. 392–396.

[3] K.A. Aleissa, A.S. Alghamdi, F.I. Almasoud, Md S. Islam, Measurement of radon levels in groundwater supplies of Riyad with liquid scintillation counter and the associated radiation dose, *Radiat. Prot. Dosim.* 154 (2013), 1, pp. 95–103.

[4] N. Todorovic, J. Nikolov, S. Forkapic, I. Bikit, D. Mrđa, M. Krmar, M. Veskovic, Public exposure to radon in drinking water in SERBIA., *Appl. Radiat. Isot*. 70 (2012a), pp. 543–549.

[5] US Environmental Protection Agency, Radon in drinking water health risk reduction and cost analysis. EPA Federal Register 64 (USEPA, Office of Radiation Programs), Washington, DC, 1999.

[6] J.D. Appleton, Radon in air and water, In: Essentials of Medical Geology: Impacts of the Natural Environment on Public Health. Selinus, O. (ed). Elsevier Amsterdam, 2013, pp. 227–262.

[7] S. Jowzaee, Determination of selected natural radionuclide concentration in the southwestern Caspian groundwater using liquid scintillation counting, *Radiat. Prot. Dosim*. 157 (2013), 2, pp. 234–241.

[8] Risk Assessment of Radon in Drinking Water, Committee on Risk Assessment of Exposure to Radon in Drinking Water, National Research Council, pp. 296, 1999

[9] M. Galan Lopez, A. Martin Sanchez, V. Gomez Escobar, Application of ultra–low level liquid scintillation to the determination of $^{222}$Rn in groundwater, *J. Radioanal. Nucl. Chem*. 261 (2004a), 3, pp. 631–636.

[10] USEPA: National Primary Drinking Water Regulations for Radio Nuclides US, Government Printing Office EPA 570 (9-91)700, Washington, DC, 1991.

[11] European Commission: Commission recommendation of 20th December 2001 on the protection of the public against exposure to radon in drinking water, 2001/982Euratom L344/85, 2001.

[12] ICRP: Age Dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides, Part 5 Compilation of Ingestion and Inhalation Dose Coefficients. Annals on the ICRP, ICRP Publication 72, Pergamon Press; Oxford, 1999.

[13] Osnovna geološka karta SFRJ, razmera 1:100 000 list Kruševac, Savezni geološki Zavod, Beograd, 1967.

[14] RAD7 RAD H2O, Radon in Water Accessory, DURRIDGE Co.

[15] United Nations Scientific Committee on the effects of Atomic Radiation. Sources and effects of Ionizing Radiation. UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly with Scientific Annexes. United Nations, New York, 2008.

[16] Kumar, A., Kaur, M., Sharma, S., Mehra, R., A study of radon concentration in drinking water samples of Amritsar city of Punjab (India), *Radiat. Prot. and Envir.* 39 (2016), pp. 13-19.
[17] World Health Organization. Guidelines for drinking water quality. Health Criteria and Other Information. WHO Press, Geneva, 2003.
[18] European Commission: European drinking water directive 98/83/EC of 3rd November 1998 on the quality of water intended for human consumption. Official J L, pp. 330, 1998.

# INVESTIGATION OF RADON CONCETRATIONS IN WATER SPRING OF THE MOUNTAIN JASTREBAC

**Biljana VUČKOVIĆ[1], Nataša TODOROVIĆ[2], Dragan RADOVANOVIĆ[1], Tijana KEVKIĆ[1]**

*1) University of Pristina, Faculty of Natural Sciences, Kosovska Mitrovica, Serbia biljana.vuckovic@pr.ac.rs, dragan.radovanovic@pr.ac.rs, tijana.kevkic@pr.ac.rs*
*2) University of Novi Sad, Faculty of Sciences, Department of Physics, Novi Sad, Serbia, natasa.todorovic@df.uns.ac.rs*

***ABSTRACT***

*Jastrebac mountain is located in southern Serbia. The mountain is abundant with numerous water springs and streams. People use water from the springs as drinking water. It is important to measure the concentration of radon in these waters because radon in water is a leading source of cancer. Concentration of radon in water is measured by radon detector RAD7 (DURRIDGE Co.). In this article, we have presented the values of radon concentration and it is determined that they are significantly below 100 Bq $l^{-1}$. The values of the concentrations of radon in the waters are in the range of (0.7 ± 0.3) Bq $l^{-1}$ to (6.6 ± 1.3) Bq $l^{-1}$, with a mean value of 3.72 Bq $l^{-1}$. Based on the measured concentrations of radon an effective dose of inhalation and ingestion of radon is calculated on the annual level. The range of the total annual dose of radiation was from 1.90 μSv $y^{-1}$ to 17.88 μSv $y^{-1}$. The values presented in this article are the first measurements of radon concentration in water in this region.*

# ЗАШТИТА ОД ЗРАЧЕЊА У МЕДИЦИНИ

# MONITORING DOZE ZA OČNO SOČIVO U INTERVENTNOJ RADIOLOGIJI I KARDIOLOGIJI

**Olivera CIRAJ BJELAC, Danijela ARANĐIĆ, Predrag BOŽOVIĆ, Sandra ĆEKLIĆ, Jelena STANKOVIĆ PETROVIĆ, Jelica KALJEVIĆ**
*Univerzitet u Beogradu, Institut za nuklearne nauke Vinča, Beograd, Srbija, ociraj@vinca.rs*

***SADRŽAJ***
*Sledeći rezultate epidemioloških studija o efektu jonizujućih zračenja na očno stočivo, Međunarodna komisija za zaštitu od zračenja revidirala je granicu izlaganja za očno sočivo, imajući u vidu da u slučaju dugotrajnog izlaganja malim dozama i malim jačinama doza na radnom mestu, katarakta može nastati na nivou doze daleko manjim od ranije utvrđenog praga. Ovakve situacije su tipične za profesionalna izlaganja u interventnoj kardiologiji i radiologiji. Cilj ovog rada je prikaz metodologije za donošenje odluke o potrebi za individualnim monitringom za očno sočivo i prikaz rezultata pilot monitoringa u interventnoj kardiologiji pomoću namenskih dozimetara za očno sočivo kalibrisanim u dozimetrijskoj veličini lični dozni ekvivalent Hp(3).*

## 1. UVOD

Vodeći se rezultatima brojnih epidemioloških studija o efektima jonizujućih zračenja na očno sočivo, Međunardna komisija za zaštitu od zračenja (ICRP) revidirala je prag doze i umanjila granicu izlaganja za očno sočivo. Epidemiološka osnova za ovakvu promenu jeste činejnica da radijaciona oštećenja očnog sočiva na malim dozama (< 1 Gy) mogu nastati nakon latentnog perioda koji se meri godinama i obrnuto je srazmeran dozi [1]. Hronično izlagnje relativno maloj dozi ili jačini doze karakteristično je za porfesionalna izlaganja u medicini. Pokazano je da efekat može nastati na bilo kojoj dozi u intervalu od 0 do 0,8 Gy, te je ICRP postavila novi prag za ovaj efekat koji iznosi 0,5 Gy za akutno i frakcionisano izlaganje a granicu izlaganja za očno sočivo umanjila 7,5 puta, sa 150 mSv na 20 mSv na godišnjem nivou [1-3]. Nova granica izlaganja za očno sočivo predmet je brojnih naučnih debata ali i značajan izazov sa stanovišta praktične dozimetrije [3-6].
Cilj ovog rada jeste prikaz i evaluacija metodologije za donošenje odluke o potrebi za individualnim monitringom za očno sočivo u interventnim kardiološkim i radiološkim procedurama i prikaz rezultata pilot monitoringa pomoću namenskih dozimetara za očno sočivo kalibrisanim u dozimetrijskoj veličini lični dozni ekvivalent Hp(3).

## 2. METODE ZA PROCENU DOZE ZA OČNO SOČIVO

Za razliku od dozimetrije za celo telo, dozimetrija za očno sočivo predstvlja disciplinu koja se još uvek razvija. U proteklih nekoliko godina inicirana su brojna istraživanja koja tretiraju dozimetrijski i klinički aspekt ove problematike [6-10]. Dozimetrija za očno sočivo je između ostalog značajna za definisanje korelacije između efekata jonizujućih zračenja i doze, za verifikaciju usaglašenosti sa regulatornim limitima doze i generalno, za određivanje nivoa doza i efikasniju zaštitu od zračenja.
Prema preporukama Međunarodne komisije za radijacione jednice i mere (ICRU), operativna dozimetrijska veličina lični dozni ekvivalent Hp(3) predstavlja najadekvatniju fizičku veličinu za ocenu doze za očno sočivo, pa je sledeći ovu preporuku razvijeno

nekoliko namenskih dozimetara za merenje doze za očno sočivo, odnosno ličnog doznog ekvivalenta Hp(3), uključujući odgovarajuće procedure za etaloniranje i tipsko ispitivanje [6,11,12]. Ukoliko namenski dozimetar etaloniran u fizičkoj veličini Hp(3) nije dostupan, lični dozni ekvivalent Hp(3) može biti ocenjen na osnovu dozimetara etaloniranih u operativnim dozimetrijskim veličinama Hp(10) i/ili Hp(0.07) [4], međutim, u ovom slučaju je merna nesigurnost procene doza značajno veća. Na primer, ukoliko se dozimetar etalorian u Hp(0.07) koristi za porcenu doze za očno sočivo, korekcioni faktor varira of 0,4 do 1,4 [13-14], u zavisnosti od karakteristika polja zračenja na mestu merenjai u zavisnosti od položaja glave operatera. Aktivni lični dozimetri predstavljaju korisno sredstvo za trenutno određivanje doze u cilju optimiztacije prakse [9-10]; međutim, ovi dozimetri moraju ispuniti određene uslove za primenu u interventnim procedurama [15].

Alternativne metode za procenu doze za očno sočivo baziraju se na pokazateljima doze za pacijene, odnosno specifičnim dozimetrijskim veličinama koje su mera izloženosti pacijenata kao što je proizvod kerme i površine [7-9]. Tačnost ovakve procene uslovljena je kvalitetom infomacije o radim uslovima i načinjenih pretpostavki. Potencijalna korelacije između doze za očno sočivo i proizvoda kreme i površine zavisi od brojnih faktora, između ostalih, od orijentacije snopa, kolimacije, radne tehnike i upotrebe ličnih i kolektivnih zaštitnih sredstava. Bolje poznavanje lokalnih uslova implicira i tačniju procenu doze za očno sočivo. Pored pokazatelja doze za pacijente, za procenu doze za očno sočivo mogu biti upotrebljene i „tipčne“ vrednosti doze za različite procedure koje su dostupne u literaturi [7,16 ], pomožene sa realnim brojem sporvedenih procedura i korigovane za atenuaciju usled primene ličnih i kolektivnih zaštitnih sredstava. Imajući u vidu varjabilnost doza i radnih rutina, nesigurnost ovakve procene može biti veoma velika.

## 3. NIVOI DOZE ZA OČNO SOČIVO

U proteklih nekoliko godina zabeležen je značajan porast istraživačkog intersa za problematiku dozimetrije za očno sočivo. Ovi radovi karakterišu se velikom raznovrsnošću u pogledu metodologije, dozimetrijskih veličina i vrednosti prikazanih rezultata, što svako poređenje čini veoma komplikovanim, dok je dostupnost relevanih dozimetrijskih podataka veoma ograničena. Dozimetrijski podaci se uglavnom odnose na prvog operatera, retko na pomoćno osblje i radiološke tehničare, dok je opseg doza za očno sočivo veoma širok i kreće se u intrevalu od nekoliko μSv do nekoliko mSv po jednoj porceduri [5-7] kao što je prikazano u tabeli 1. Prikazane doze vezuju se za varijabilne radne uslove, različite projekcije i raziličte modalitete akvizicije za koje se jačina doze kreće od manje od 1 mSv/h do 235 mSv/h [5].

Faktori koji utiču na dozu za očno sočivo mogu biti grupisani u nekoliko kategorija, i to:

- Orijentacija snopa, radna tehnika i modalitet akvizicije slike;
- Upotreba ličnih i kolektivnih zaštitnih sredstava;
- Radno opterećenje, obučenost i spretnost operatera.

Upotreba zaštitnih sredstava predstavlja najznačajniji fakotor smenjenja doze, pri čemu upotreba pojedinačnog sredstva (plafonski ekran ili zaštitne naočare) može uticati na smanjenje doze za faktor 5-25, dok kombinacija raziličtih sredstava utiče na smnajnje doze za faktor 25 ili više, čak do faktora nekoliko stotina [6,7,17,18]. Na dozu za očno sočivo značajno utiču i svojstva zaštitnih naočara, pre svega dizajn i stepen prijanjanja uz

lice operatera (faktor smanjenja doze 1,4-10) kao i orijentacija snopa x-zračenja (3-7 puta veća doza karakteristična je za LAO projekciju u odnosu na RAO i PA) [7].

**Tabela 1. Tipične vrednosti doze za očno sočivo u interventnim radiološkim i kardiološkim procedurama. Modifikovano na osnovu podataka obajvljenih u radu Ciraj-Bjelac i saradnici [7]**

| Vrsta procedure | Doza za očno sočivo [μSv] | Komentar |
|---|---|---|
| Različite interventne radiološke procedure | 47 (0-557) | Upotreba zaštitnih sredstava |
| Hemoembolizacija | 270-1070/16-64 | Bez zaštite/sa zaštitom |
| Ilijačna agioplastika | 250-1110/15-66 | Bez zaštite/sa zaštitom |
| Neoroembolizacija | 1380-5600/83-336 | Bez zaštite/sa zaštitom |
| TIPS | 410-1860/25-112 | Bez zaštite/sa zaštitom |
| Anesteziologija, rezličite procedure | 44 | - |
| Gastroeneterologija, ERCP | 90/10 | Bez zaštite, cev iznad /cev ispod pacijenta |
| Vaskularna hirurgija, EVAR | 10 | Bez zaštite |
| Urologija, različite procedure | 26-100 | Bez zaštite |
| Ortopedija, različite procedure | 50 | Bez zaštite |
| CT fluoroskopija, različite procedure | 7-48 | - |
| Interventna kardiologija, prvi operater, raziličie procedure | 3-1040 | Sa zaštitom, različiti autori |
| Interventna kardiologija, prvi operater, raziličie procedure | 300-2500 | Bez zaštite |

## 4. MONITORING DOZE ZA OČNO SOČIVO

Definisanjem nove granice izlaganja za očno sočivo od 20 mSv, značajno su porasle potrebe za odgovarajućim monitoringom [4]. Pre donošenja odluke o monitoringu, neophono je sprovesti aktivnosti kojima bi se utvrdili nivoi doza, odredio najadekvantini metod i interval monitoringa. Rutinski monitoring je neophodan ukoliko se pokaže da je pocenjena doza veća od 3/10 godišnje granice izlaganja [4], odnosno 6 mSv na godišnjem nivou. Probni indiviualni monitoring u ograničenom periodu, najbolji je način za identifikaciju radnih mesta na kojima je permanentni monitoring neophodan, kao i na koji način on može biti sporveden. Tokom ovih merenja neophodno je odabrati najpovoljniju poziciju za dozimetar. Poželjno je da dozimetar bude u kontaktu sa kožom a detektor usmeren ka iozvoru rasejanog zračenja. U interventnim radiološkim i kardiološkim procedurama, dozimetar mora biti na strani glave koje je bliža rendgenskoj cevi i ispod ili preko zaštitnih naočara. Ukoliko je dozimetar nošen preko zaštitnih naočara, neophodno je primeniti odgovarajući korekcioni faktor. Ukoliko upotreba namenskog dozimetra nije moguća, doza može biti procenjena na osnovu dozimetra nošenog preko zaštitne kecelje u predelu vrata. Ukoliko ni jedan vid individualnog monitoringa nije na raspolaganju, doza

za očno sočivo može biti procenjena i na osnovu proizvoda kerme i površine koristeći konverzione faktore od 1 μSv/Gycm$^2$ i 10 μSv/Gycm$^2$, za situacije sa primenom i bez primene zaštitnih sredstava, respektivno.

## 5. PREDLOG METODOLOGIJE ZA PORCENU DOZE ZA OČNO SOČIVO I DONOŠENJE ODLUKE O MONITORINGU

Ambijentalni dozni ekvivalent H*(10) je operaciona dozimetrijska veličina koja se koristi za dozimetrijsku karakterzaciju polja u oklini izvora zračenja. Ova veličina se meri tokom ambijentalnog monitoringa u okivru kontrole profesionalnih izlaganja. Na osnovu merenja ambijentalnog doznog ekvivalenta moguće je proceniti dozu za profesionalno izložena lica i stanovništvo. Ispitivanje jačine ambijentalnog doznog ekvivalnta koje se rutinski spovodi u Republici Srbiji u skladu sa Pravilnikom o granicama izlaganja i merenjima radi prpcene izlaganja pacijenata, profesionalno izloženih lica i stanovništva (Sl. glasnik R Srbije 86/11) mogu pružiti odgovarajuću inicijalnu informaciju o nivima doza ze očno sočivo. Za merenje se koristi prenosni dozimetar, etaloniran u jedinicama ambijentalnog doznog ekvivalenta H*(10). Merenje se obavlja u režimu snimanja i prosvetljavanja uz primenu vodenog fantoma dimenzija 20 cm x 20 cm x 15 cm. Jačina ambijentalnog doznog ekvivalenta meri se na rastojanju koje odgovara poziciji glave, grudi, gonada i ruku lica koja rukuju rendgen-aparatom uz primenu najnepovoljnijih uslova u pogledu faktora opterećenja.

Izmerena vrednost jačine ambijentalnog doznog ekvivalenta u visini glave može dalje biti upotrebljena za procenu doze za očno sočivo, uzimajući u obzir broj realizovanih procedura u određenom vremenskom intervalu, njihovo trajanje, doprinos različitih projekcija i konverziju dozimnetrijske veličine H*(10) u Hp(3) za odgovarajuće kvalitete snopova (blisko jediničnog vrednosti za N-60 i N-80 kvalitete snopa). Imajući u vidu nesigurnost poznavanja pojedinih parametara kao i valike varijacije u radnim navikama operatera i individualnim karaketristikama pacijeneta, primenjen je konzervativni prostup u proceni doze. Koristeći jonizacionu komoru pod pritiskom Victoreen 451P (Fluke Biomedical), izmerena je jačina ambijentalnog doznog ekvivalenta u okolini rendgen-aparata za intreventne procedures Axiom Artis (Siemens). Rezultati su prikazani u tabeli 2.

**Tabela 2. Jačina ambijentalnog ekvivalenta doze u visini glave lekara**

| **Projekcija** | **PA (sa paravanom i plafonskom zaštitom)** | | **PA (sa paravanom)** | | **PA cranial (sa paravanom i plafonskom zaštitom)** | | **LAO (sa paravanom i plafonskom zaštitom)** | | **Caudal (sa paravanom i plafonskom zaštitom)** | | **RAO cranial (sa paravanom i plafonskom zaštitom)** | | **SPIDER (sa paravanom i plafonskom zaštitom)** | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Uslovi akvizicije | Fluoro (70 kV, 137 mA, 15 f/s) | Akvizicija (78 kV, 473 mA, 15 fps) | Fluoro (70 kV, 137 mA, 15 f/s) | Akvizicija (78 kV, 473 mA, 15 fps) | Fluoro (66 kV, 143 mA, 15 f/s) | Akvizicija (68 kV, 439 mA, 15 fps) | Fluoro (65 kV, 143 mA, 15 f/s) | Akvizicija (72 kV, 496 mA, 15 fps) | Fluoro (66 kV, 148 mA, 15 f/s) | Akvizicija (74 kV, 498 mA, 15 fps) | Fluoro (67 kV, 169 mA, 15 f/s) | Akvizicija (72 kV, 495 mA, 15 fps) | Fluoro (70 kV, 144 mA, 15 f/s) | Akvizicija (74 kV, 787 mA, 15 fps) |
| Glava lekara, H*(10) (μSv/h) | 600 | 500 | 1100 | 5000 | 42 | 300 | 50 | 190 | 41 | 140 | 35 | 250 | 80 | 480 |

Vodeći se podacima da se u pomoću datog rendgen-aparata godišnje obavi oko 1200 intrevnih hemodinamičkih procedura i to oko 600 koronarnih angiografija (CA) i oko 600 pekutanih koronarnih intrevencija (PCI), kao i da za potrebe procene ove procedure traju

oko 10 min i 45 min, respektivno, procenjena je doza u visini glave, odnosno doza za očno sočivo na godišnjem nivou od 220 mSv na godišnjem nivou, bez upotrebe zaštitnih naočara a uz primenu kolektivnih zaštitnih sredstava kao što je navedeno u tabeli 1. Uzimajući u obzir dužinu trajanja procedura, to je prosečna doza za očno sočivo tokom pojedinačne CA i PCI procedure procenjena na 70 μSv i 315 μSv, respektivno, ili prosečno na 180 μSv po jednoj porceduri za jednog operatera. Upotreba zaštitinih naočara umanjila bi ove vrednosti za faktor 10. Ukoliko intreventni kardiolog na mesečnom nivou relaizuje 30 CA i 20 PCI procedura, to bi doza za očno sočivo na mesečnom nivou bila oko 5 mSv, odnosno oko (50-60) mSv na godišnjem nivou, bez primene zaštinih sredstava ili oko 5 mSv uz primenu zaštitnih sredstava.
Imajući u vidu da procena implicira potrebu za probnim indiviualnim monitoringom, isti je relazovan u trajanju od dva meseca, pri čemu je sedam interventnih kardiologa istovermeno nosilo namenske dozimetre za očno sočivo kalibrisane u dozimetrijskoj veličini Hp(3) i dodatni dozimetar kalibrisan u veličini Hp(10) nošen preko zaštitne kecelje u visini grudi.
Za određivanje doze za očno sočivo, odabrani su dozimetri sa termoluminescentnim kristalom LiF:Mg,Cu,P čija je komercijalna oznaka DXT-100H. Ovi dozimetri su namenjeni za rutinski monitoring doze za ekstremitete, imaju male dimenzije i moguće ih je pomoću trake ili na drugi način fiksirati u blizini oka operatera. Pored toga, detektor sačinjen od LiF:Mg,Cu,P, je osetljiviji materijal u odnosu na rutinski korišćen materijal TLD-100 koji je namenjen za monitoring doze za celo telo. Dozimetri su kalibrisani u Laboratoriji za etaloniranje u okviru Laboratorije za radijaciona merenja (Laboratorija za zaštitu od zračenja Instituta Vinča) koristeći homogeni cilindrični fantom od polimetilmetakirlata (PMMA) prečnika 16 cm. Kao referentni standard za kermu u vazduhu korišćen je merni sklop koji čine elektrometar UNIDOS T10002-20767 i jonizaciona komora TW 32002-0310, etaloniran u polju x-zračenja. Kao referentni kvalitet korišćen je ISO N-80 snop x-zračenja u nultoj angulaciji. Za određivanje doze za celo telo korišćeni su dozimetri koji se sastoje od dva termoluminescentna detektora LiF:Mg,Ti (TLD-100TM), rutinski kalibrisani u veličini Hp(10). Svi dozimetri su očitani na čitaču „Harshaw Model 6600 PLUS Automated TLD Reader" (Thermofisher Scientific, USA). Rezultati su prikazani u tabeli 3.

**Tabela 3. Doze za levo i desno oko intrevenih kardiologa tokom dvomesečnom pilot monitoringa**

| Kardiolog | Hp(3) [mSv] | | Hp(10) [mSv] | Hp(3)/Hp(10) | | Broj porcedura | | Hp(3) [μSv]/procedura | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Desno oko | Levo oko | Celo telo | Desno oko | Levo oko | PCI | CA | Desno oko | Levo oko |
| 1 | 0,67 | 1,8 | 1,01 | 0,663 | 1,782 | 54 | 76 | 5 | 14 |
| 2 | 0,67 | 1,64 | 0,97 | 0,691 | 1,691 | 23 | 47 | 10 | 23 |
| 3 | 0,63 | 1,89 | 2,81 | 0,224 | 0,673 | 55 | 79 | 5 | 14 |
| 4 | 1,5 | 6,7 | 2,18 | 0,688 | 3,073 | 33 | 68 | 15 | 66 |
| 5 | 0,8 | 1,27 | 2,03 | 0,394 | 0,626 | 46 | 79 | 6 | 10 |
| 6 | 1,05 | 3,01 | 1,5 | 0,700 | 2,007 | 45 | 70 | 9 | 26 |
| 7 | 1,45 | 7,36 | 4,04 | 0,359 | 1,822 | 59 | 98 | 9 | 47 |

Imajući u vidu navedeno u tabeli 2 i tabeli 3, može se zaključiti sledeće:

- Doza za očno sočivo na osnovu ambijentlnog monitoringa precenjena za faktor 2-3, imajući u vidu da je realan broj procedure na godišnjem nivou u intervalu 400-1000 (tabela 2); Individualne karakteristike operatera nisu uzete u obzir; Uprkos tome, ova infomacija je značajan pokazatelj nivoa doze za očno sočivo u

kontekstu donošenje odluke o individualnom monitoringu;

- Doze za leve oko značajno su veće u odnosu na doze za desno oko, imajući u vidu da se kod hemodinamičkih procedura izvor izlaganja sa leve strane operatera;
- Razlike u dozi za pojedine operatere posledica su distribucije i broja obavljenih procedura ali i razlike u primenjenoj radnoj tehnici;
- Vrednosti prikazane u tabeli 3 nisu korigovane za atenuaciju usled primene zaštitnih naočara, imajući u vidu poziciju dozimetara prilikom merenja; Ovakav podatak se može smatrati reprezentativnim usled činjenice da operateri ne koriste redovno zaštitne naočare a neki od njih ih uopšte i ne koriste;
- Rezultati pilot monitoringa ukazali su da doza za levo oko iznosi od 10 do 66 μSv po jednoj proceduri, odnosno da granica doze od 20 mSv može biti prekoračena nakon izvedenih 300 procedura ukoliko se ne koriste odgovarajuća lična zaštitna sredstva;
- U ovakvim okolnostima neophodan je monitoring doze za očno sočivo; Ukoliko je isti nepraktično realizovati putem namenskih dozimetera, dozu za očno sočivo moguće je oceniti na osnovu dozimetra za celo telo nošenog preko zaštitne kecelje i odnosa Hp(3)/Hp(10) određenog za svakog operatera tokom perioda pilot monitoringa;
- Formiranje baze podataka i vođenje evidencija o individualnom monitorinmgu za očno sočivo predtavlja poseban izazov.

## 6. ZAKLJUČAK

Dostupni dozimetrijski podaci ukazuju na velike varijacije u dozi i radnim uslovima kao i o značajnom uticaju modifikacionaih faktora od kojih je najznačajnija primena ličinih i kolektivnih zaštitnih sredstava. U radu je prikazan pregled metoda za ocenu doze za očno sočivo za profesionalno izložena lica u intreventnim radiološkim i kardiološkim procedurama. Pored toga, prikazane su i dozimetrijske metode koje se potencijalno mogu primeniti za potrebe monitoringa doze za očno sočivo. Ukoliko direktan monitoring za očno sočivo nije moguć, doza, uz veću nesigurnost procene, može biti određena pomoću alterantivnih metoda, odnosno dozimetara koji mere druge lične dozne ekvivalente.

## 7. ZAHVALNICA

Ovaj rad je finansijski podržan od strane Ministarstva za prosvetu, nauku i tehnološki razvoj Republike Srbije, u okviru projekta broj III 43009. Deo istraživanja realizovan je u okviru projekta EURALOC (Open Project for the European Radiation Research Area – FP7 OPERRA-2013 Grant agreement number 60498).

## 8. LITERATURA

[1] International Commission on Radiological Protection. ICRP statement on tissue reactions / early and late effects of radiation in normal tissues and organs e threshold doses for tissue reactions in a radiation protection context. ICRP Publication 118. Ann ICRP 2012;41(1/2).

[2] European Commission. Council Directive 2013/59/EURATOM of 5 December 2013 laying down basic safety standards for protection against the dangers arising from exposure to ionising radiation, Official Journal of the European Union, 17/1/2014.

[3] Bouffler S, Ainsbury E, Gilvin P, Harrison J. Radiation-induced cataracts: the Health Protection Agency's response to the ICRP statement on tissue reactions and recommendation on the dose limit for the eye lens. J Radiol Prot 2012;32:479-88.
[4] International Atomic Energy Agency. Implications for occupational radiation protection of the new dose limit for the lens of the eye. IAEA TECDOC No. 1731. Vienna: International Atomic Energy Agency; 2013.
[5] Ciraj-Bjelac O, Rehani M. Eye dosimetry in interventional radiology and cardiology: currentc hallenges and practical considerations. Radiat Prot Dosim, (2014) 162 (3): 329-337
[6] Carinou E, Ferrari P, Bjelac OC, Gingaume M, Merce MS, O'Connor U. Eye lens monitoring for interventional radiology personnel: dosemeters, calibration and practical aspects of Hp (3) monitoring. A 2015 review. J Radiol Prot. 2015 Sep;35(3):R17-34
[7] Ciraj-Bjelac O, Carinou E, Ferrari P, Gingaume M, Sans Merce M, O'Connor U , Occupational Exposure of the Eye Lens in Interventional Procedures: How to Assess and Manage Radiation Dose, Journal of Americal Colleauge of Radiology, 2016, 13(11), pp. 1347-1353
[8] Ciraj-Bjelac O, Rehani MM, Sim KH, Liew HB, Vano E, Kleiman NJ. Risk for radiation induced cataract for staff in interventional cardiology: is there reason for concern? Catheter Cardiovasc Interv 2010;76:826-34.
[9] Antic V, Ciraj-Bjelac O, Rehani M, Aleksandric S, Arandjic D, Ostojic M. Eye lens dosimetry an interventional cardiology: results of staff dose measurements and link to patient dose levels. Radiat Prot Dosimetry 2013;154:276-84.
[10] Ciraj-Bjelac O, Antic V, Selakovic J, Bozovic P, Arandjic D, Pavlovic S. Eye lens exposure to medical staff performing electrophysiology procedures: dose assessment and correlation to patient dose.Radiat Prot Dosimetry. 2016 Dec;172(4):475-482
[11] Bordy JM, Daures J, Denoziere M, et al. Proposals for the type tests criteria and calibration conditions of passive eye lens dosimeters to be used in interventional cardiology and radiology workplaces. Radiat Meas 2011;46:1235-8.
[12] Ferrari P, Gualdrini G, Bedogni R, Fantuzzi E, Monteventi F, Morelli B. Personal dosimetry in terms of Hp(3): Monte Carlo and experimental studies. Radiat Prot Dosimetry 2007;125:145-8.
[13] Martin CJ. Personal dosimetry for interventional operators: when and how should monitoring be done? Br J Radiol 2011;84:639-48.
[14] Geber T, Gunnarsson G, Mattsson S. Eye lens dosimetry for interventional procedureserelation between the absorbed dose to the lens and dose at measurement positions. Radiat Meas 2011;46: 1248-51.
[15] Clairand I, Bordy JM, Carinou E, et al. Use of active personal dosimeters in interventional radiology and cardiology: tests in laboratory conditions and recommendations - ORAMED project. Radiat Meas 2011;46:1252-7.
[16] Vanhavere F, Cariunou E, Domienikc J, et al. Measurements of eye lens doses in interventional radiology and cardiology: final results of the ORAMED project. Radiat Meas 2011;46:1243-7.
[17] Van Rooijen BD, de Haan MW, Das M, et al. Efficacy of radiation safety glasses in interventional radiology. Cardiovasc Intervent Radiol 2014;37:1149-55.

[18] Thornton RH, Dauer LT, Altamirano JP, Alvarado KJ, St Germain J, Solomon SB. Comparing strategies for operator eye protection in the interventional radiology suite. J Vasc Interv Radiol. 21, 2010, 1703-7.

## EYE LENS MONITORING IN INTREVENATIONA CARDIOLOGY AND RADIOLOGY

**Olivera CIRAJ BJELAC, Danijela ARANĐIĆ, Predrag BOŽOVIĆ, Sandra ĆEKLIĆ, Jelena STANKOVIĆ PETROVIĆ, Jelica KALJEVIĆ**

*Vinca Institute of Nuclear Sciences, University of Belgrade, Serbia, ociraj@vinca.rs*

***ABSTRACT***

*Following recent epidemiological evidences on effects of ionizing radiation to the eye lens, International Commission on Radiological Protection has re-evaluated dose limit to the lens of the eye, owing that protracted exposure to the relatively small doses and dose rates may lead to the cataract at dose levels much lower than previously set dose thresholds. Such satiations are typical for occupational exposure in interventional cardiology and radiology. Occupational exposure from interventional x-ray procedures is an area in which increased eye lens exposure may occur. Accurate dosimetry is an important element to investigate the correlation of observed radiation effects with radiation dose, to verify the compliance with regulatory dose limits, and to optimize radiation protection practice. The papers presents the overview of practical methods for eye lens doses assessment as well as typical occupational eye lens dose levels in interventional procedures in cardiology and radiology. In addition, a methodology to assist decision making about need for specific eye lens individual monitoring using a dedicated passive dosimeters calibrated in terms of Hp(3) is presented in this paper.*

# PROCENA DOZE ZA OČNO SOČIVO ZA PROFESIONALNO IZLOŽENA LICA TOKOM CRT PROCEDURA

**Vojislav ANTIĆ[1,2], Olivera CIRAJ-BJELAC[2,3], Jovana SELAKOVIĆ[2], Predrag BOŽOVIĆ[2,3], Danijela ARANĐIĆ[2,3] i Siniša PAVLOVIĆ[1,4]**

*1) Klinički centar Srbije, Beograd, Srbija*
*2) Elektrotehnički fakultet, Univerzitet u Beogradu, Beograd, Srbija*
*3) Institut za nuklearne nauke „Vinča", Univerzitet u Beogradu, Beograd, Srbija*
*4) Medicinski fakultet, Univerzitet u Beogradu, Beograd, Srbija*

***APSTRAKT***

*Ovaj rad ima za cilj procenu izloženosti očnog sočiva profesionalno izloženih lica tokom CRT procedura na bazi direktnih merenja aktivnim dozimetrom u Hp(3) doznom ekvivalentu. Ustanovljena je srednja vrednost doze po intervenciji od 30μSv za kardiologe, 26 μSv za medicinske tehničare, odnosno 2μSv za radiološke tehničare. Normalizovane vrednosti Hp(3)/$P_{KA}$ su iznosile 1,2 ± 0,34μSv, 0,98 ± 0,57μSv, odnosno 0,10 ± 0,08, respektivno. Položaj kardiologa, od centralne linije primarnog snopa, je bio 45-55cm a medicinskog tehničara 80-200cm. Osim pri standardnom AP položaju, fluoroskopsko praćenje je bilo i u kosoj projekciji, ali u relativno zanemarljivom vremenu. Osoblje je zaštitne naočare nosilo samo u 15,8% analiziranih procedura (u 6 od ukupno 38). Razmatran je uticaj FT-a, $P_{KA}$-a, strukturalne zaštite i ličnih zaštitnih sredstava pri CRT interventnim procedurama, u cilju optimizacije zaštite očnog sočiva od uticaja jonizujućeg zračenja.*

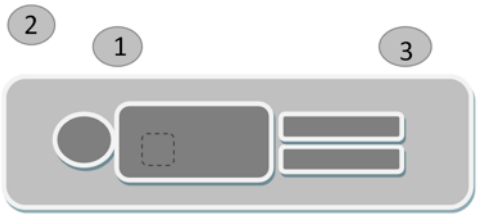
## 1. UVOD

Kod pacijenata sa teškom srčanom insufijencijom, u cilju poboljšanja efikasnosti mehaničkog funkcionisanja leve komore srčanog mišića, primenjuje se terapija resinhronizacije srca (eng. *Cardiac Resynhronisation Therapy* - CRT) [1].

Prateće izlaganje zračenju profesionalno izloženih lica tokom elektrofizioloških procedura se bitno razlikuje od uobičajenih kardioloških angiografija i perkutanih koronarnih intervencija [2], u smislu da je potrebno fluoroskopsko praćenje tokom celog izvođenja procedure (pored neposredne implementacije elektroda i žica, vrši se tokom kompletnog perioda planiranja i finalne verifikacije), standardni raspored profesionalno izloženih lica drugačiji (slika 1) i tokom njenog izvođenja, za izložena lica u pozicijama 1 i 2 (slika 1) isključena je mogućnost korišćenja zaštitnog ekrana od olovnog stakla, zbog same prirode intervencije. U odnosu na standardne intervencije ugradnje pejsmejkera, odnosno defibrilatora prosečno vreme fluoroskopije (*fluoroscopy time*, FT) je više od četiri puta duže i značajno je veći broj situacija kada se vrši snimanje pod uglom [3].

Posledica dokumenta ICRP 118 (2012) je da su granice ekivalenta doze za očno sočivo postale identične kao granice efektivne doze, tj. smanjene su 7,5 puta u odnosu na prethodne vrednosti, što je prouzrokovalo intenzivnija ispitivanja vezana za procenu izlaganja zračenju očnog sočiva, u sve većem broju interventnih medicinskih procedura (UNSCEAR 2000). Jedan pravac istraživanja je zasnovan na Hp(3)/$P_{KA}$ korelaciji (gde je Hp(3) dozni ekvivalent za očno sočivo a $P_{KA}$ proizvod kerme i površine (*kerma-area product*)), ispraćen i u ovom radu), drugi na bazi krelacije doze za oči i doze izmerene na drugim mestima na telu, preko Hp(10) i Hp(0.07). Istraživanja [2], odnosno [4],

respektivno, pokazuju da u kliničkim uslovima takav indirektni pristup ne pokazuje dovoljno dobre rezultate. Imajući to u vidu, jasno je da direktna merenja aktivnim dozimetrom, pogotovo za procedure koje nisu dovoljno ili uopšte zastupljene u publikacijama, imaju veliki značaj.




**Slika 1. Tipične pozicije profesionalno izloženih lica tokom izvođenja CRT procedure**

## 2. MATERIJALI I METODE

Ispitivanja su izvršena u Pejsmejker centru Kliničkog centra Srbije u Beogradu. Fluoroskopsko praćenje omogućeno je korišćenjem uređaja *Allura Xper FD10/10 (Philips Healthcare, Netherlands)* sa flet panel detektorom, pulsnom fluoroskopijom sa 3,75 frejmova po sekundi, uz primenu automatske kontrole ekspozicije. Samo jedna C-ruka, tj. jedna rendgenska cev se koristila tokom intervencija. Tipične pozicije kardiologa (1), medicinskog tehničara (2) i radiološkog tehničara (3) prikazane su na slici 1.

Kao aktivni dozimetar koristio se EDD 30 *(Unfors, Sweden)*, kalibrisan po ISO 4037-1 standardu u kvalitetu N-80 za Hp(3) dozni ekvivalent, koristeći konverzione faktore za kermu u vazduhu preporučenu za merenje doze za očno sočivo [5]. Poluprovodnički senzor uređaja je bio prikačen na naočare ili zakačen na drugi način što bliže levom oku, u nivou obrve.

Studija je obuhvatila ukupno 38 *CRT* procedura sa i bez ugradnje defibrilatora: za poziciju 1: 14, za poziciju 2: 13 i za poziciju 3: 11 analiza. Beležena su vremena fluoroskopije, $P_{KA}$ i kumulativna kerma u vazduhu na poziciji interventne referentne tačke (*cumulative air kerma at interventional reference point* ($K_{IRP}$)) - standardne informacije koje daje softver dijagnostičkog uređaja, odnosno Hp(3) vrednosti dobijene preko aktivnog dozimetra. Određena je aritmetička sredina, standardna devijacija, medijana, opseg i treći kvartil za ove podatke, po mernim pozicijama, respektivno. Simetričan Studentov t-test je korišćen za određivanje normalne distribucije.

Praćeno je rastojanje osoblja od centralne linije primarnog snopa tokom intervencija, koje se angularne pozicije koriste (u odnosu na standardni AP (anterior-posterior) položaj), kao i upotreba ličnih zaštitnih sredstava.

## 3. REZULTATI

Rezultati, prema definisanoj metodologiji, su predstavljeni u tabeli 1, gde je N broj ispitivanja za određenu poziciju, FT vreme fluoroskopije (min.), $P_{KA}$ proizvod kerme i površine ($Gy*cm^2$), $K_{IRP}$ kumulativna kerma u vazduhu na poziciji interventne

referentne tačke (mGy) i Hp(3) izmerena vrednost doze za očno sočivo (μSv), respektivno. U poslednjoj koloni su predstavljene normalizovane vredosti $Hp(3)/P_{KA}$.
Rastojanje kardiologa od centralne linije primarnog snopa je bilo konzervativno 45-55cm, medicinskog tehničara u rasponu od 80-200cm, a radiološkog tehničara veće od 200cm. Fluoroskopsko praćenje pri kosoj projekciji, isključivo pod uglom od 30°, u trajanju 10-50s je vršeno u 22% slučajeva. Svi ispitanici su nosili zaštitne kecelje i okovratnike, a zaštitne naočare u samo 15,8% razmatranih procedura (6 od 38).

**Tabela 1. Relevantni podaci za procenu Hp(3) doze. Podaci su dati kao srednje vrednosti ± standardne devijacije, sa odgovarajućim opsezima u zagradama**

| Pozicije osoblja | N | FT | $P_{KA}$ | $K_{IRP}$ | $H_P(3)$ | $Hp(3)/P_{KA}$ |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Prva pozicija-kardiolog | 14 | 15±12 (4,5-36) | 23±12 (10-43) | 220±105 (120-410) | 30±19 (7,7-69) | 1,2±0,34 (0,72-1,8) |
| Druga pozicija - medicinski tehničar | 13 | 15±10 (5,2-34) | 26±18 (8,3-62) | 268±185 (122-697) | 26±23 (4,3-79) | 0,98±0,57 (0,21-1,9) |
| Treća pozicija - radiološki tehničar | 11 | 15±10 (4,4-31) | 26±19 (7,1-54) | 268±175 (119-532) | 2,0±1,2 (0,62-3,8) | 0,10±0,08 (0,04-0,28) |

## 4. DISKUSIJA

Dužina vremenskog intervala tokom koga se vrši fluoroskopsko praćenje tokom implementacije CRT-a je relativno velika u odnosu na druge kardiološke procedure, prvenstveno zbog teškoća u pronalaženju najboljeg mesta za postavljanje elektroda, njihovog broja i rasporeda, a često tokom intervencije dolazi i do disekcije i perforacije koronarnog sinusa. Iako nije u literaturi ustanovljena korelacija Hp(3) doze i FT, produženo FT u odnosu na standardne elektrofiziološke procedure je bilo osnov za ovu studiju, pored činjenice da se ne može koristiti zaštitni ekran tokom izvođenja procedure. Kao jednostavan a efikasan način za smanjenje uticaja rasejanog zračenja predlaže se korišćenje prekrivača sa olovnim punjenjem od 0,5mm Pb.
Nacionalnom zakonskom regulativom nije predviđeno nošenje aktivnih dozimetara za merenje Hp(3) doznog ekvivalenta za očno sočivo. Izmerene doze ne impliciraju da se može dostići granica od 20 mSv na godišnjem nivou, odakle bi bilo indikovano da je potrebno aktivno praćenje u rutinskom radu, imajući u vidu i da CRT procedure čine manje od 15% od ukupnog broja elektrofizioloških intervencija u Pejsmejker centru [3]. Relativno prihvatljiva radijaciona izlaganja su posledica tehničkih performansi (primena pulsne fluoroskopije sa adekvatnom filtracijom, dobra geometrija snopa), kao i veštine i spretnosti osoblja u radu.
Korelacija $Hp(3)/P_{KA}$ nije bila dobra za drugu (medicinski tehničar) i treću (radiološki tehničar) poziciju, što još jednom potvrđuje značaj direktnih merenja.

Snimanja pod uglom nisu trajala dugo, ali se u tim situacijama predlaže da se posebno vodi računa o položaju kardiologa i medicinskog tehničara u odnosu na pacijenta - izvora rasejanog zračenja.
Upotreba zaštitnih naočara, zabeležena u samo 15,8% situacija, se mora povećati. Indikovano je njihovo korišćenje i za kardiologa i za medicinskog tehničara. Predlaže se zakrivljen tip (*wrap around*), jer bolje štite od rasejanog zračenja u 21-74% [6], manje magle (kao posledica nošenja hirurške maske) i konformnije su za nošenje zbog ravnomernijeg opterećenja. Ukoliko se nose naočare za vid, treba koristiti zaštitne vizire.

## 5. ZAKLJUČAK

U studiji su merene Hp(3) doze za očno sočivo aktivnim dozimetrom tokom CRT procedura. Statističkom obradom ustanovljeni su relevantni podaci za sve tri kategorije profesionalno izloženih lica. Implicitno je naglašen značaj praćenja radne geometrije (položaji osoblja i rendgenske cevi). Predstavljeni su svi relevantni načini smanjenja uticaja jonizujućeg zračenja u kliničkom radu.

## 6. LITERATURA

[1] Choi A., Thomas S., Singh J. Cardiac Resynhronisation Therapy and Implantible Cardioverter Therapy in Advanced Heart Failure, Heart Failure Clinics (2016) 12 (3): 423-436
[2] Antic V., Ciraj-Bjelac O., Rehrani M., Aleksandric S., Arandjic D., Ostojic M. Eye Lens Dosimetry in Interventional Cardiology: Results of Staff Dose Measurements and Link to Patient Dose Levels, Radiation Protection Dosimetry (2013) 154 (3): 276-284
[3] Ciraj-Bjelac O., Antic V., Selakovic J., Bozovic P., Arandjic D., Pavlovic S. Eye Lens Exposure to Medical Staff Performing Electrophysiology Procedures: Dose Assessment and Correlation to Patient Dose, Radiation Protection Dosimetry (2016) 172 (4): 475-482
[4] Farah J., Struelens L., Dabin J., Koukorava C., Donadille L., Jacob S., Schnelzer M., Auvinen A., Vanhavere F., Clairand I. A correlation study of eye lens dose and personal dose equivalent for interventional cardiologists, Radiation Protection Dosimetry (2013) 157(4):561-9
[5] Carinou E., Ferrari P., Ciraj-Bjelac O., Gingaume M., Merce M., O'Connor U. Eye lens monitoring for interventional radiology personnel: dosemeters, calibration and practical aspects of Hp(3) monitoring. A 2015 review Journal of Radiological Protection 35 (2015): R17-R34
[6] Koukorava C., Farah J., Struelens L., Clairand I., Donadille L., Vanhavere F., Dimitriou P. Efficiency of radiation protection equipment in interventional radiology: a systematic Monte Carlo study of eye lens and whole body doses, Journal of Radiological Protection (2014) 34(3):509-28

# EYE LENS DOSE ASSESSMENT FOR OCCUPATIONALLY EXPOSED PERSONS DURING CRT PR EDURES

**Vojislav ANTIC[1,2], Olivera CIRAJ-BJELAC[2,3], Jovana SELAKOVIC[2], Predrag BOŽOVIC[2,3,] Danijela ARANDJIC[2,3] i Sinisa PAVLOVIC[1,4]**

1) *Clinical Centre of Serbia, Belgrade, Serbia*
2) *School of Electrical Engineering, University of Belgrade, Belgrade, Serbia*
3) *Vinca Institute of Nuclear Science, University of Belgrade, Belgrade, Serbia*
4) *School of Medicine, University of Belgrade, Belgrade, Serbia*

***APSTRACT***

*This study aims to assess the exposure of the staff eye lens during CRT procedures, based on direct measurements with an active dosimeter in Hp(3) operational quantity. The mean doses per intervention of 30μSv, 26μSv and 2μSv was established for cardiologists, medical technicians and radiological technicians, respectively. Corresponding normalized values of Hp(3)/$P_{KA}$ were 1.2 ± 0.34 μSv, 0.98 ± 0.57 μSv, and 0.10 ± 0.08. Cardiologists position relative to the center line of the primary beam was in the range from 45 to 55cm. For medical technician, this distance was 80-200cm. In addition to the standard AP position, fluoroscopic monitoring was also in oblique projection, but in a relatively negligible time. Staff wore goggles only in 15.8% of the analyzed procedures (6 of 38). In order to protect the eye lens from the influence of ionizing radiation during CRT interventional procedures, the overall impact of the FT, PKA, structural protection and personal protective equipment were carefully considered.*

# KONTROLA KVALITETA STOMATOLOŠKIH RENDGEN-APARATA ZA PANORAMSKO SNIMANJE VILICE U REPUBLICI SRBIJI: PRELIMINARNI REZULTATI

**Zoran MIRKOV**
*Institut za medicinu rada Srbije "Dr Dragomir Karajović", Beograd, Srbija,*
*zoran.mirkov@institutkarajovic.rs*

***SADRŽAJ***
*Za potrebe ovog rada izvršena je kontrola kvaliteta 30 stomatoloških rendgen-aparata za panoramsko snimanje vilice u Srbiji. U okviru kontrole kvaliteta izveden je: vizuelni pregled stomatoloških rendgen jedinica i prateće opreme, testiranje performansi od stomatoloških rendgen jedinica i kontrolu objekata za zaštitu od zračenja za pacijenta, osoblja i stanovništva. Rezultati pokazuju da je većina ispitanih uređaja (90%) rade u okviru regulatornih standarda. Najlošije rezultati su pokazali uređaji starije proizvodnje u pogledu debljine poluslabljenja i tačnosti napona. Glavni razlog za to je neredovno i nedovoljno servisiranje rendgen uređaja i prateće opreme.*

## 1. UVOD

Prema podacima iz 2013. godine [1] i podacima koje poseduje Institut za medicinu rada Srbije "Dr Dragomir Karajović", može se proceniti da, u Republici Srbiji, postoji oko 200 stomatoloških rendgen-aparata za panoramsko snimanje vilice (ovaj broj je u stalnom porastu) koji se koriste u državnoj i privatnoj praksi.
Kontrola kvaliteta (quality control (QC)) stomatoloških rendgen-aparata za panoramsko snimanje vilice se u našoj zemlji izvodi više godina u skladu sa: postojećom zakonskom regulativom [2], međunarodnim preporukama i standardima [3,4] i raspoloživom iskustvu i opremom za QC [5].
Primarni cilj ovog rada je iznalaženje opcija za poboljšanje postojeće redovne QC radi unapređenja kvaliteta regularne stomatološke prakse i stanja radiološke zaštite. Sekundarni cilj je predstavljanje preliminarnih podataka redovne QC kao osnove za buduća istraživanja u ovoj oblasti stomatološke radiologije.

## 2. MATERIJAL I METODE

Za potrebe ovog rada izvršena je kontrola kvaliteta 30 stomatoloških rendgen-aparata za panoramsko snimanje vilice u Srbiji, u privatnoj i državnoj praksi, u toku 2016. i dela 2017. godine (od januara do maja). Kriterijumi za testove QC su preuzeti iz postojeće zakonske regulative [2]. Testovi koji sačunjavaju kontrolu kvaliteta su [5]: vizuelna inspekcija rendgen-aparata i prateće opreme (tabela 1), inspekcija zaštite od zračenja za pacijente, zaposleno osoblje i stanovništvo, u objekatima u kojima se koriste rendgen-aparati (tabela 2) i testiranje performansi stomatoloških rendgen-aparata za panoramsko snimanje vilice (tabela 3). Lista stomatoloških rendgen-aparata za panoramsko snimanje vilice, sa osnovnim tehničkim karakteristikama i starošću uređaja, data je u tabeli 4.
Inspekcija zaštite od zračenja za pacijente, zaposleno osoblje i stanovništvo, u objekatima u kojima se koriste rendgen-aparati izvršena je merenjem jačine ambijentalnog ekvivalenta doze, redovno kalibrisanom jonizacionom komorom Victoreen

451P (Fluke Biomedical, U.S.A.), u sledećim prostorijama: komandni prostor, susedna prostorija (jedna ili više), čekaonica i spoljašnji prostor.

Pored pomenutog merenja, izvršena je anketa među zaposlenima u vezi učestalosti servisiranja rendgen-aparata i prateće opreme.
Merene veličine, uz kriterijum za dozvoljene granične vrednosti, u sklopu testiranja performansi stomatoloških rendgen-aparata za panoramsko snimanje vilice prikazane su u tabeli 3. Merenja ovih veličina su izvršena multimetrom MPD Barracuda (RTI Electronics AB, Sweden). Radi provere stabilnosti rada rendgen uređaja, sva merenja su ponovljena 5 puta i statistički obrađena prikazujući minimalnu, maksimalnu i srednju vrednost i standardnu devijaciju merenja.

**Tabela 1. Vizuelna inspekcija rendgen-aparata i prateće opreme**

| **Parametar** | **Kriterijum** |
|---|---|
| Mehanička stabilnost | Zadovoljavajuće / Nezadovoljavajuće |
| Fokus-koža rastojanje (Focus to skin distance (FSD)) | ≥ 15 cm |
| Stanje prijemnika slike | Zadovoljavajuće / Nezadovoljavajuće |

**Tabela 2. Inspekcija zaštite od zračenja za pacijente, zaposleno osoblje i stanovništvo, u objekatima u kojima se koriste rendgen-aparati**

| **Parametar** | **Kriterijum** |
|---|---|
| Adekvatnost strukturne zaštite | Zadovoljavajuće / Nezadovoljavajuće |
| Zaštitna oprema | Zadovoljavajuće / Nezadovoljavajuće |
| Lični dozimetri | Da / Ne |

**Tabela 3. Testiranje performansi stomatoloških rendgen-aparata za panoramsko snimanje vilice**

| **Parametar** | **Kriterijum** |
|---|---|
| Ponovljivost napona rendgenske cevi | < ±10 % |
| Ponovljivost vremena ekspozicije | < ±10 % |
| Debljina poluslabljenja (Half –value layer (HVL)) (mm Al)<br>Za napone < 70 kV<br>Za napone > 70 kV | <br>≥ 1,5 mmAl<br>≥ 2,5 mmAl |
| Ponovljivost izlazne doze | < ±10 % |

**Tabela 4. Lista stomatoloških rendgen-aparata za panoramsko snimanje vilice, sa osnovnim tehničkim karakteristikama uređaja**

| Rendgen aparat | Nominalni napon rendgenske cevi [kV] | Jačine struje rendgenske cevi [mA] | Broj jedinica | Totalna filtracija [mm Al] | Starost uređaja [godine] |
|---|---|---|---|---|---|
| GX DP-300 (Gendex) | 66-77 | 10 | 7 | ≥ 2,5 | ≤ 3 |
| Pax I (Vatech) | 50-90 | 4-10 | 4 | ≥ 2,5 | ≤ 3 |
| Cranex(Soredex) | 63-81 | 6-10 | 6 | ≥ 2,5 | ≤ 3 |
| Pro One (Planmeca) | 70 | 8 | 4 | ≥ 2,5 | ≤ 3 |
| Orthopantomograph (Siemens) | 70-75 | 10 | 7 | ≥ 2,5 | ≥ 15 |
| Veraviewepocs® 2D (Morita) | 80 | 8 | 1 | ≥ 2,5 | ≤ 3 |
| CS 8100 80 (Carestream) | 70 | 7 | 1 | ≥ 2,5 | ≤ 3 |

## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

Rezultati vizuelne ispekcije rendgen aparata i prateće opreme su se pokazali zadovoljavajućim u svim aspektima, osim u jednom slučaju koji se tiče mehaničke stabilnosti.

Rezultati inspekcije zaštite od zračenja za pacijente, zaposleno osoblje i stanovništvo, u objekatima u kojima se koriste rendgen-aparati pokazuju da je adekvatnost strukturne zadovoljavajuća u svim testiranim objektima. Merenje jačine ambijentalnog ekvivalenta doze dalo je sledeće rezultate: komandni prostor (min – 0,08 μSv/h; max – 3 μSv/h), susedna prostorija (min – 0,08 μSv/h; max – 1 μSv/h), čekaonica (min – 0,08 μSv/h; max – 1,2 μSv/h) ispoljašnji prostor (min – 0,08 μSv/h; max – 2,3μSv/h). Uzimajući u obzir prosečnu učestanost broja ekspozicija (maksimalni zabeležen broj ekspozicija –150) i faktor okupiranosti merenih prostorija, ni u jednom slučaju nije prevaziđena jedna trećina zakonskog ograničenja [6] za zaposlene i stanovništvo. U dva slučaja je zabeleženo da je zaštitna oprema zapacijente nezadovoljavajuća i u četiri ispitivane ustanove zaposleni nisu koristili lične dozimetre.

Rezultati testiranja performansi stomatoloških rendgen-aparata za panoramsko snimanje vilice dati su u tabeli 5.

U dva slučaja (rendgen-aparata) rezultati merenja ponovljivosti napona rendgenske cevi su pokazala odstupanja od zakonske regulative.

Kod tri uređaja je primećena neodgovarajuća debljina poluslabljenja (ispod granica regulisane zakonskom regulativom).

Rezultati ponovljivost vremena ekspozicije i ponovljivosti izlazne doze su zadovoljavajući kod svih testiranih uređaja. Prikazane vrednosti ponovljivosti izlazne doze u tabeli 5 u ukupnom rezultatu svih uređaja prikazuju procenat standardne devijacije veći od ±10%, ali ovo odstupanje, ukupnog prikaza je uticaj različitih proizvođača, odnosno, rendgen-aparati različitih proizvođača na određenim naponima imaju različita vremena ekspozicije. Kao primer data su sledeća dva rendgen-aparata: Orthopantomograph (Siemens) – napon rendgenske cevi: 70 kVp, vreme ekspozicije 15 s; Pro One (PLANMECA) – napon rendgenske cevi: 70 kVp, vreme ekspozicije: 9,5 s.

**Tabela 5. Rezultati testiranja performansi stomatoloških rendgen-aparata za panoramsko snimanje vilice**

| Parametar | Sr. vred | Std. dev | Min | Max |
|---|---|---|---|---|
| **Ponovljivost napona rendgenske cevi (kVp)** | -0,3 | 4,9 | -10,5 | 10,3 |
| **Ponovljivost vremena ekspozicije (s)** | 0,1 | 1,1 | -1,5 | 3,6 |
| **Debljina poluslabljenja (HVL) (mm Al)** | | | | |
| 66 kVp | 2,5 | 0,3 | 2,1 | 2,8 |
| 70 kVp | 2,8 | 0,3 | 2,4 | 3,3 |
| 75 kVp | 3,0 | 0,2 | 2,7 | 3,4 |
| 80 kVp | 4,5 | 2,4 | 2,8 | 6,2 |
| **Ponovljivost izlazne doze (µGy/mAs)** | | | | |
| 66 kVp | 13,3 | 18,5 | 0,3 | 47,5 |
| 70 kVp | 14,2 | 27,9 | 0,1 | 92,2 |
| 75 kVp | 111,0 | 54,7 | 16,4 | 185,7 |
| 80 kVp | 194,9 | 9,9 | 177,6 | 204,5 |

Anketa među zaposlenima u vezi učestalosti servisiranja rendgen-aparata i prateće opreme pokazala je da se preko 70% rendgen-aparata neredovno servisira.

## 4. ZAKLJUČAK

Pregledom uzorka, rezultata svih testova u okviru kontrole kvaliteta, može se zaključiti da postoji prostor za poboljšanja kvaliteta rada rendgen-aparat. Redovnije servisiranje od strane ovlašćenih servisa bi trebalo da još smanji procenat neregularnosti testiranja performansi panoramskih uređaja. Postojeće testove u okviru kontrole kvaliteta bi trebalo proširiti merenjima doza za pacijente, kao i proverom kvaliteta i broja ponovljenih snimaka.
Potpuniju kontrolu kvalitetabi trebalo proširiti na ostale rendgen uređaje koji se koriste u stomatološkoj radiologiji, intraoralne rendgen-aparate i rendgen-aparata koji rade na principu kompjuterizovane tomografije konusnog zraka.

## 5. LITERATURA

[1] D. Košutić, P. Božović. Rendgen aparati u dijagnostičkoj radiologiji na teritoriji Srbije u 2012. godini. *Zbornik radova, XXVII Simpozijum DZZ SCG 2.10-4.10.2013.* str. 197.
[2] Pravilnik o primeni izvora jonizujućih zračenja u medicini (Sl. Gl. RS 1/12 od 11.01.2012).
[3] Vrednovanje i redovna ispitivanja u medicinskim odeljenjima za vizuelizaciju slike - Deo 3-4: Prijemna ispitivanja – Performanse vizuelizacije slike stomatoloških rendgen-aparata, SRPS IEC 61223-3-4:2002.
[4] Report No. 175 - Acceptance Testing and Quality Control of Dental Imaging Equipment, American Association of Physics in Medicine, Alexandria, VA, U.S.A., 2016.
[5] C. Olivera, D. Kosutic, and S. Markovic."Quality control of conventional diagnostic radiology equipment in Serbia and Montenegro."

http://www.iaea.org/inis/collection/NCLCollectionStore/_Public/36/097/36097747.pdf
[6] O. Ciraj, D. Košutić, J. Bošnjak, R. Gromilić, S. Marković. Karakteristike rendgen dijagnostičke opreme u Republici Srpskoj - preliminarni rezultati. *Zbornik radova XLVI Konf za ETRAN*, Banja Vrućica – Teslić, 4-7 juna 2002, tom IV. str 73-76.
[7] Pravilnik o granicama izlaganja jonizujućim zračenjima i merenjima radi procene nivoa izlaganja jonizujućim zračenjima (Sl. gl. RS 86/11 od 18.11.2011).

## QUALITY CONTROL OF PANORAMIC X-RAY UNITS IN SERBIA: PRELIMINARY RESULTS

**Zoran MIRKOV**
*Serbian Institute of Occupational Health "DrDragomirKarajović", Belgrade, Serbia, zoran.mirkov@institutkarajovic.rs*

***APSTRACT***
*For the purpose of this paper was performed 30 quality control of panoramic x-ray units in Serbia. As part of quality control is carried out: visual inspection of the dental x-ray units and related equipment, performance testing of dental x-ray units and control facilities for radiation protection of patients, staff and population. The results show that the majority of devices (90%) operate within regulatory standards. The worst results showed older production units in terms of half-value layer and x-ray tube voltage accuracy. The main reason for this is irregular and insufficient servicing x-ray equipment and accessories.*

# PROCJENA DOZE TERAPIJSKOG LINEARNOG AKCELERATORA IZVAN POLJA ZRAČENJA PRI KORIŠTENJU RAZLIČITIH TEHNIKA ZRAČENJA

**Milomir MILAKOVIĆ[1], Miodrag KRMAR[2], Nikola BOSNIĆ[1] i Slavica MARIĆ[1]**

*1) International Medical Centers Banja Luka, Banja Luka, Bosna i Hercegovina, milomir.milakovic@affidea.com*

*2) Univerzitet u Novom Sadu, Departman za fiziku, Novi Sad, Srbija*

***SADRŽAJ***

*Prilikom puštanja u rad terapijskog linearnog akceleratora dozimetrijska mjerenja se rade samo u zračnom polju i ti podaci se unose u TPS (sistem za planiranje), dok dozimetrijski podaci izvan zračnog polja nisu dobro dokumentovani. Neminovno je da dijelovi tijela izvan zračnog polja budu izloženi određenoj dozi zračenja rasijanog u tijelu pacijenta, akceleratorskoj glavi, kao i u samoj prostoriji. Razvojem tehnika isporuke doze pomoću kojih imamo mnogo bolju konformalnost, ali isto tako imamo više monitorskih jedinica čime se produžava vrijeme tretmana, a samim time izloženost tijela nižim dozama zračenja. Takođe, koristimo više polja pod različitim uglovima (IMRT) ili puni luk (VMAT). Sve ovo utiče da veća zapremina normalnog tkiva bude izložena nižim dozama zračenja. Cilj ovog rada je da se procijeni vrijednost doze izvan zračnog polja za tretmanske planove (3DCRT, IMRT i VMAT) napravljenih u Eclipse 13.6 TPS (Varian Medical Systems) koja je isporučena pomoću Clinac DHX (Varian Medical Systems) linearnog akceleratora. Mjerenje je rađeno u Thorax Phantom-u (CIRS) pomoću jonizacione komore na udaljenosti od ivice polja u rasponu od 1,75–15,75 cm.*

## 1. UVOD

Radijaciona terapija je u proteklih nekoliko godina veoma napredovala u smislu poboljšanja performansi mašina za isporuku doze kao i razvojem tehnika palniranja. Tako su pored 3D konformalne radioterapije (CRT) tehnike planiranja razvijene intenzitetom modulisana radioterapija (IMRT) i volumetrijski modulisana lučna terapija (VMAT). Sve ovo je razvijeno sa ciljem da se radioterapijski tretmani optimizuju da što je moguće manju dozu daju u zdravo tkivo, dok u isto vrijeme doza u ćelijama tumora bi trebala biti maksimalna i ravnomjerna. Isto tako, radijacioni doprinos van zračnog polja u normalno tkivo je neminovan, stoga je važno da se kvantifikuje i analizira zbog rizika od stohastičnih ali i determinističkih radijacionih efekata.

Komercijalni sistemi za planiranje i algoritmi za računanje su razvijeni da modeluju tretmansko polje i da sa velikom tačnošću isporuče adekvatnu dozu u ciljni volumen. Međutim, prilikom puštanja u rad sistema za planiranje, podaci o izračunatoj dozi van zračnog polja nisu dobro dokumentovani.

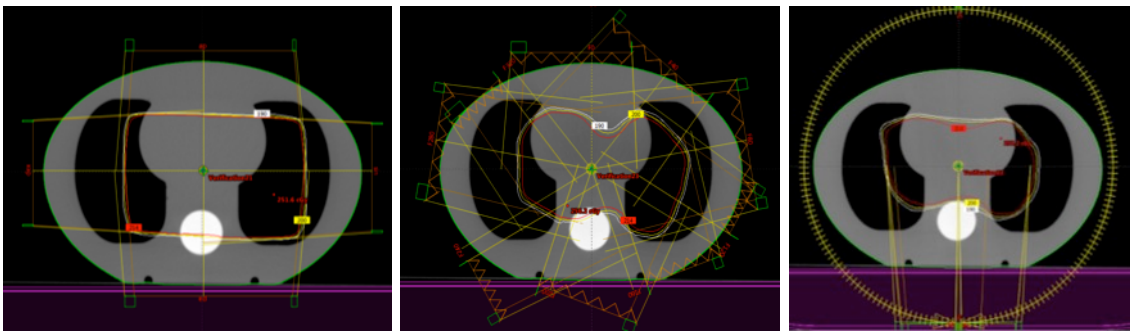
Moderne tehnike u radioterapiji uključuju korišćenje višelisnog kolimatora (MLC), koji se nalazi u glavi akceleratora, za modulisanje zračnog snopa da bi se postigla bolja dozna pokrivenost ciljnog volumena. Ovo direktno utiče na produženje trajanja tretmana i izloženosti pacijenta zračnom snopu. Zbog toga se dešava povećanje izloženosti rasijanom zračenju od samog pacijenta, od glave akceleratora, kao i od same prostorije i opreme u kojoj se sprovodi tretman.

U ovom radu prevashodni cilj je da se kvantifikuje vrijednost apsorbovane doze u tijelu pacijenta izvan zračnog polja za u današnje vrijeme najčešće korištene tehnike planiranja i isporuke doze (3DCRT, IMRT i VMAT), odnosno kolika je realna opasnost da pacijent dobije veću dozu na velikim rastojanjima od ciljnog volumena nego što se može računski procijeniti sistemom za planiranje tretmana. Vrijednosti apsorbovane doze mjerene su jonizacionom komorom u tkivno-ekvivalentnom fantomu. Dobijene vrijednosti mjerenja apsorbovane doze za ove tretmane su poređeni između sebe ali isto tako i sa apsorbovanim dozama dobijenim kalkulacijom pomoću sistema za planiranje.

## 2. MATERIJAL I METODOLOGIJA

### 2.1. PLANIRANJE TRETMANA

Za ovaj rad korišteni su planovi napravljeni na stvarnom pacijentu sa tumorom sredogruđa (mediastinum) snimljenom kompjuterizovanom tomografijom (CT) sa debljinom presjeka od 0,25 cm. Delineaciju tretmanskog volumena i rizičnih organa je uradio nadležni radijacioni onkolog. 3DCRT konformalni plan je napravljen u BOX tehnici, odnosno uglovi polja su $0^0$, $90^0$, $180^0$ i $270^0$. IMRT plan je napravljen sa 9 ekvidistantnih polja sa uglovima $0^0$, $40^0$, $80^0$, $120^0$, $160^0$, $200^0$, $240^0$, $280^0$ i $320^0$. VMAT (RapidArc, RA) plan je napravljen sa dva puna luka, odnoso od $0^0$ do $360^0$ tako da se jedan luk vrti u smjeru kazaljke na satu, a drugi suprotno, tokom isporuke doze (slika1)



**Slika 1. Transverzalni presjek fantoma sa prikazom uglova polja za 3DCRT, IMRT i VMAT planove**

Kod svih planova korištena je fotonska energija od 6 MeV, a težinski odnos između polja u istom planu je jednak. Vličina polja po x-osi je u rasponu od 11,5-19,8 cm u zavisnosti od ugla gantria za 3DCRT i IMRT planove, dok je za RA plan veličina polja po x-osi ručno podešena na 15 cm zbog ograničenja kretanja MLC-a (Milenium 120), a po y-osi je u rasponu od 11,6-12,3 cm (tabela 1). Planovi su rađeni u Eclipse 13.6 (Varian Medical Systems) sistemu za planiranje, a za računanje isporučene doze korišten je algoritam Acuros XB (Varian Medical Systems) sa korekcijom na heterogenost i rezolucijom računanja 2,5 mm. Broj monitorskih jedinica dobijen kod 3DCRT tehnike je 289 MU, kod IMRT-a 1091 MU dok je kod RA tehnike broj monitorskih jedinica 743 MU. Kod 3DCRT i IMRT tehnika isporuke doze, brzina doze je ručno podešena na vrijednosti koje se obično koriste u našem centru i to 600 MU/min za 3DCRT i 300 MU/min za IMRT. Kod RA tehnike broj monitorskih jedinica se

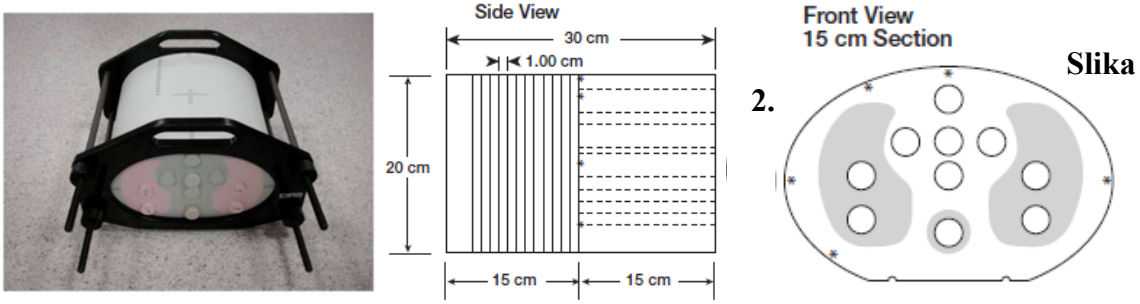
mijenja tokom isporuke doze i na njih nije moguće uticati, a kod ovog plana on se kretao u rasponu od 200-400 MU/min.

**Tabela 1. Karakteristike tretmanskih planova**

| Plan | Max. veličina polja | Broj polja | Broj MU | Doza u izocentru |
|---|---|---|---|---|
| 3DCRT | 18,4 x 12,3 $cm^2$ | 4 | 289 | 2,3 Gy |
| IMRT | 19,8 x 12,3 $cm^2$ | 9 | 1091 | 2,5 Gy |
| RA | 15 x 12,3 $cm^2$ | 2 luka | 743 | 2,4 Gy |

## 2.2. FANTOM

Na osnovu gore opisanih planova kreirani su verifikacioni planovi na fantomu Thorax Phantom 002LFC (Cirs Inc.) (slika 2). Fantom je dizajniran tako da simulira grudni koš čovjeka sa umetcima koji imaju gustinu jednaku gustini pluća, mišića i kostiju. Fantom je takođe snimljen pomoću kompjuterizovane tomografije, a iscrtana mu je samo kontura tijela. Ova kontura je neophodna jer svi komercijalni sistemi za planiranje računaju dozu samo unutar ove konture. Ovi verifikacioni planovi su kopije stvarnih planova sa istim uslovima; broj monitorskih jedinica, uglovi gantria, veličina polja i oblik polja, odnosno istim kretanjem MLC-a u slučaju IMRT-a i RA-a.




**Slika 2. Thorax Phantom 002LFC**

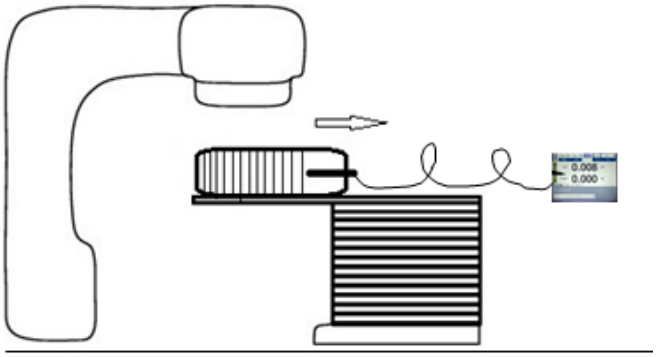
## 2.3. ISPORUKA DOZE

Doza je isporučena pomoću linearnog akceleratora Clinac DHX (Varian Medical Systems) u International Medical Centers Banja Luka (Affidea Group) korištenjem tretmanskih planova prethodno opisanih. Ovaj linearni akcelerator je kalibrisan prema TRS 398 (IAEA) protokolu i licenciran od strane Državne regulatorne agencije za radijacionu sigurnost Bosne i Hercegovine, a isto tako isporuka doze ovog akceleratora je verifikovana od strane IAEA Dosimetry Laboratory.

Unutar fantoma nalazi se nekoliko mjesta za postavljanje jonizacione komore. Kako se u ovom slučaju radi o regiji sredogruđa tako je izabrano i mjesto postavke komore u fantomu, odnosno u izocentru. Za ova mjerenja korištena je jonizaciona komora tipa Farmer (Standard Imaging) koja je povezana na elektrometar SuperMAX 1000 (Standard Imaging).

## 2.4. MJERENJE

Mjerenja isporuke doze van zračnog polja rađena su tako što je fantom sa jonizacionom komorom postavljen tako da ivica zračnog polja bude 0,5 cm udaljena od vrha jonizacione komore ili 1,75 cm od sredine mjernog dijela jonizacione komore i to bi bila početna pozicija i prvo mjerenje isporuke doze za jednu frakciju. Zatim je tretmanski sto zajedno sa fantomom i jonizacionom komorom pomjeran longitudinalno za po 1 cm od sredine mjernog dijela jonizacione komore, odnosno od početne pozicije i mjerena je isporučena doza po frakciji za svaku poziciju. Tako su dobijena mjerenja doza van tretmanskog polja u fantomu na rastojanju od sredine mjernog dijela jonizacione komore u rasponu od 1,75 cm do 15,75 cm, korakom od 1 cm (slika 3).



**Slika 3. Postavka uređaja. Strelica pokazuje smjer pomjeranja tretmanskog stola**

## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

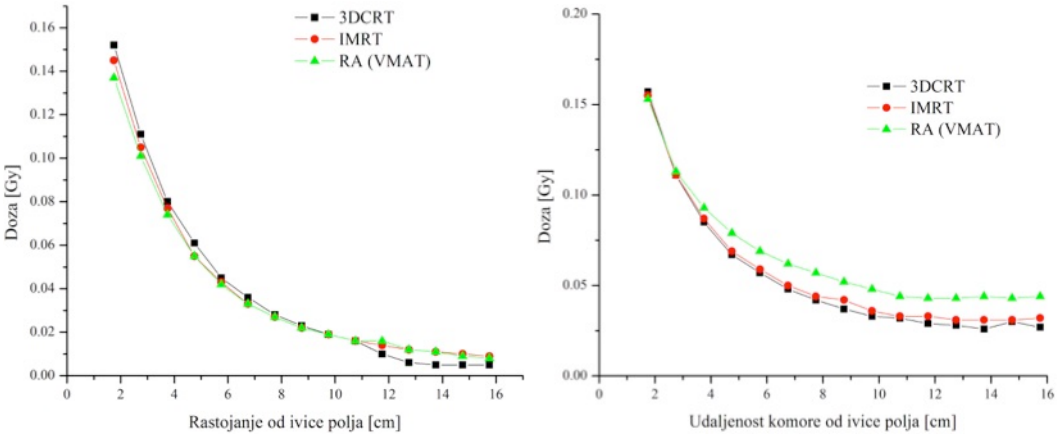
Grafik (a) na slici 4 prikazuje vrijednosti doza dobijenih pomoću sistema za planiranje izvan zračnog polja na rastojanjima od 1,75 cm do 15,75 cm u fantomu za 3DCRT, IMRT i VMAT tehnike planiranja. Vrijednosti doze su određivane pomoću alata u sistemu za planiranje „point dose tool“, a birane su tako da se poklapaju sa mjestima mjerenja doze pomoću jonizacione komore. Vrijednost izračunatih doza pada sa rastojanjem od ivice polja. Tako za 3DCRT imamo da je vrijednost doze 0,152 Gy na 1,75 cm rastojanju od ivice polja, i pada do vrijednosti od 0,005 Gy na rastojanju od 15,75 cm od ivice polja što je za približno tri reda veličine niže u odnosu na vrijednost doze u izocentru. Iz ovog grafika možemo još vidjeti da nema velikih odstupanja u vrijednostima doza na datim rastojanjima između različitih tehnika planiranja tako da je razlika u vrijednostima doza između IMRT-a i VMAT-a svega nekoliko procenata (0% - 12,5%, srednja 3,3%). Razlika u vrijednosti doza između 3DCRT i druge dvije tehnike planiranja je takođe neznatna i ona takođe iznosi nekoliko procenata, do rastojanja od oko 11 cm, dok na većim rastojanjima vrijednost doze za 3DCRT niža za od 28.6% - 54.5% (srednja je 18.9%) u odnosu na druge dvije tehnike planiranja. Ova razlika izgleda dosta velika, međutim kao što je već rečeno, radi se o vrijednostima doza koje su za približno tri reda veličine niže od doze u izocentru.

Grafik (b) na slici 4 prikazuje vrijednosti doza dobijenih mjerenjem pomoću jonizacione komore u fantomu na datim rastojanjima od ivice polja. Možemo uočiti da je vrijednost doze za 3DCRT iznosi 0,157 Gy na rastojanju od 1,75 cm od ivice polja, dok sa povećanjem rastojanja vrijednost doze pada na 0,027 Gy na rastojanju od 15,75 cm što

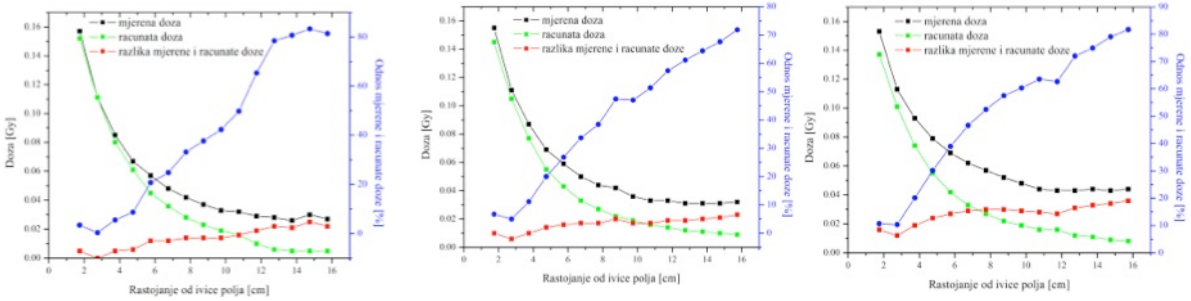
је за приближно два реда величине ниже у односу на вриједности дозе у изоцентру.Вриједности измјерених доза на овом растојању за IMRT и VMAT још су веће и износе 0,032 Gy и 0,044 Gy. Однос доза ових техника расте са удаљености од ивице поља, тако однос 3DCRT и VMAT се креће у распону од 1,8% па до 40,9% (средњи 23,9%), док је однос на 3DCRT-а и IMRT-а је неznатан и креће се у распону од 0% до 16,1% (средњи 6,6%). Однос измјерених дозе између VMAT-а и IMRT-а креће се у распону од 1,3% до 29,5% (средњи 18,9%).

На слици 5 дато је поређење вриједности израчунатих доза помоћу система за планирање и вриједностима мјерених доза помоћу јонизационе коморе на датим растојањима за 3DCRT, IMRT и VMAT технике планирања и испоруке дозе. Код све три технике, вриједности мјерених доза расту са повећањем растојања јонизационе коморе од ивице поља у односу на рачунате вриједности и тако за 3DCRT тај однос је у распону од 0,4% па до 83,3% (средњи је 41%). За IMRT однос мјерене и рачунате дозе на датим растојањима је у распону од 5% до 71,8% (средњи је 40,7%) док се за VMAT тај однос креће у распону од 10,3% до 81,7% (средњи је 50,7 %).

a
b




**Slika 4. Vrijednosti apsorbovane doze: a) izračunatre pomoću TPS, b) izmjerene jonizacionom komorom**




a) b) c)

**Slika 5. Rezultati poređenja mjerene i računate apsorbovane doze: a) za 3DCRT, b) za IMRT, c) za VMAT**

## 4. ZAKLJUČAK

U ovom radu radili smo poređenje vrijednosti doza zračenja dobijenih pomoću Eclipse sistema za planiranje i vrijednosti doza mjerenjem pomoću jonizacione komore izvan tretmanskog polja na rastojanju u rasponu od 1,75 cm do 15,75 cm od ivice polja. Doze su poređene za 3DCRT, IMRT i VMAT tehnike planiranja koje su ujedno i najčešće korištene tehnike za planiranje i isporuku tretmanske doze. Kod sve tri tehnike dobijeno je da je mjerena doza viša u odnosu na računatu dozu i da ta razlika raste, i preko 80%, sa povećanjem rastojanja od ivice polja. Isto tako, računate vrijednosti doze su na ovim rastojanjima približno za tri reda veličine niže u odnosu na dozu u izocentru tretmanskog polja dok je mjerenjem utvrđeno da je ta doza niža za približno dva reda veličine. Najveće vrijednosti doze rasijanog zračenja daje VMAT tehnika zatim IMRT i na kraju 3DCRT.

Uopšteno gledano, razlike u vrijednostima računate i mjerene rasijane doze koje su prikazane u ovoj studiji, relevantne su za regione tijela koji se nalaze na velikim udaljenostima od ciljnog volumena, odnosno gdje preovlađuju niske doze koje nemaju značaja kada su u pitanju akutne toksičnosti. Ovi rezultati bi mogli pružiti informacije o procjenama kasnih efekata zračenja kao što su nastanci drugih primarnih tumora ili za razvoj modela doznog odgovora za efekte niskih doza.

## 5. LITERATURA


[1] Rebecca M Howell, Sarah B Scarboro, S F Kry, Derek Z Yaldo, *Accuracy of out-of-field dose calculations by a commercial treatment planning system*, Phys Med Biol, 2010 December 7

[2] Marilyn Stovall, Charles Robert Blackwell, Jackson Cundiff, Devorah H. Novack, Jatinder R. Palta, Louis K. Wagner, Edward W. Webster, Robert J. Shalek (Consultant), *Fetal dose from radiotherapy with photon beams*, Report of AAPM Radiation Therapy Committee Task Group No. 36, February 1995

[3] Eric J. Hall, D. Phil, *Intensity-Modulated Radiation Therapy, Protons, and the Risk of Second Cancers*, Elsevier Inc. 2006.

[4] Robert Kaderka, *Out-of-field dose measurements in radiotherapy*, Offenbach am Main 2011 — Darmstadt — D 17

[5] R. Kaderka, C. LaTessa, D. Schardt, U. Ramm, J. Licher, M. Durante, *Out-of-field dose measurements in radiotherapy for ALLEGRO*, GSI SCIENTIFIC REPORT 2009

[6] T. Siji Cyriac, M.M. Musthafa, R. Ganapathi Raman, K. Abdul Haneefa, Saju Bhasi, *Out-of-field photon dosimetry study between 3-D conformal and intensity modulated radiation therapy in the management of prostate cancer,* International Journal of Radiation Volume 13, No 2 Research, April 2015

[7] Sungkoo CHO, Seong Hoon KIM, Chan Hyeong KIM, Jang Guen PARK, Jin Hyung PARK, Jong Hwi JEONG, *Secondary Cancer Risks in Out-of-field Organs for 3-D Conformal Radiation Therapy*, NUCLEAR SCIENCE and TECHNOLOGY, Vol. 1, p.521-524 (2011)

[8] Technical Report Series No. 398, *Absorbed Dose Determination in External Beam Radiotherapy*, IAEA Vienna, 2004

[9] Harold E Johns, John R Cunningham, *The Physics of Radiology,* USA, 1974

# EVALUATION OF THERAPEUTIC DOSE LINEAR ACCELERATOR OUT-OF-FIELD USING DIFFERENT TECHNIQUES RADIATION

**Milomir MILAKOVIĆ[1], Miodrag KRMAR[2], Nikola BOSNIĆ[1] i Slavica MARIĆ[1]**

*1) International Medical Centers Banja Luka, Banja Luka, Bosnia and Herzegovina, milomir.milakovic@affidea.com*

*2) Physics Department,University Novi Sad, Novi Sad, Srbija*

***ABSTRACT***

*When commissioning therapeutic linear accelerator dosimetric measurements are made only in the air field and these data are entered in TPS (treatment planning system), and dosimetry data out-of-field are not well documented. It is inevitable that parts of the body out-of-field to be exposed to a certain dose of the scatter radiation in the patient's body, accelerator head, as well as in the room. The development of technique delivery doses with which we have a much better conformity, but also we have more of monitor units that serve to prolong the treatment time, and thus the exposure of the body lower doses of radiation. Also, use more fields at different angles (IMRT) or full arch (VMAT). All this affects the larger volume of normal tissue is exposed to lower doses of radiation. The aim of this study is to assess the value out-of-field dose for treatment plans (3DCRT, IMRT and VMAT) made in Eclipse 13.6 TPS (Varian Medical Systems) that is delivered using CLINAC DHX (Varian Medical Systems) linear accelerator. Measurement was conducted in Thorax Phantom-in (CIRS) using ionization chamber at the distance from the edge of the field in the range of (1.75 - 15.75) cm.*

# SPEKTRALNE KARAKTERISTIKE FFF TERAPIJSKIH FOTONSKIH SNOPOVA MERENE FOTOAKTIVACIJOM $^{115M}$IN

**Arpad TOTH[1], Arif EFENDI[2], Elemer SZIL[3], Nevena IGNJATOV[4], Nikola JOVANČEVIĆ[1], Jan HANSMAN[1] i Miodrag KRMAR[1]**

*1) Univerzitet u Novom Sadu, Prirodno-matematički fakultet, Novi Sad, Srbija, arpad.toth@df.uns.ac.rs*

*2) Prince of Songkla University, Faculty of Sciences, Amphoe Hat Yai, Thailand,arief.sadanoer@gmail.com*

*3) Klinika za onkoterapiju,Segedin, Mađarska,szil.elemer@med.u-szeged.hu*

*4) Institut za plućne bolesti Vojvodine, Sremska Kamenica, Srbija ignjatov.nevena@gmail.com*

***SADRŽAJ***

*Fotonski snopovi FFF (Flattening Filter Free) terapijskih linearnih akceleratora zbog bitno redukovane filtracije poseduju i niskoenergetsku komponentu. Aktivacijom izomernog stanja $^{115m}$In u sredini polja, kao i na njegovim ivicama načinjen je pokušaj da se uporede spektralne karakteristike standardnih FF i FFF snopova. Merenja su vršena u snopovima od 6 MeV na dva različita tipa akceleratora. Uprkos činjenici da je kod obe vrste akceleratora dozni profil polja jednak, saturacione aktivnosti aktiviranih uzoraka od prirodnog In se veoma razlikuju što ukazuje na značajne razlike u obliku spektra.*

## 1. UVOD

Zakočno zračenje fotona u MeV-skom energetskom opsegu preferentno se emituje unapred a intenzitet i energija primarnih fotona zavisi od ugla emisije. Da bi se kompenzovao ovaj efekat u glavu medicinskog linearnog akceleratora postavlja se filter za poravnanje (*Flatening Filter-FF*), što rezultuje skoro uniformnom dozom preko zračnog polja na određenoj dubini. FF je lociran između primarnog kolimatora i mete mada konfiguracija zavisi od proizvođača. Moderni FF su obično koničnog oblika, sastavljeni su od materijala srednjeg ili visokog rednog broja i debljina u sredini im je nekoliko centimetara kako bi proizveli ravan profil snopa [1-2].

FF je jedan od glavnih uzročnika rasejanog zračenja u glavi akceleratora. Doprinos ovog rasejanog zračenja u velikoj meri zavisi od veličine polja [3-5], i može da doprinese 3% -10% ukupnom fluksu fotona u izocentru. Kod FFF glavni uzročnik rasejanih fotona je uklonjen što rezultuje smanjenom zavisnošću rasejanog zračenja od veličine polja za bilo koj tip FFF akceleratora. Uvođenjem FF u fotonski snop, dolazi do pojave rasejanja i van samog terapijskog snopa tako da su ovi filteri glavni izvor rasejanog zračenja glave aklceleratora. Dobro je poznato da distribucija doze u build-up regionu zavisi i od sekundarnih (rasejanih, parazitskih) elektrona, a u nekim slučajevima i od pozitrona. Kod FFF glavni uzročnik sekundarnih elektrona je uklonjen. Kao posledica smanjene kontaminacije elektronima, dubina maksimalne doze varira manje od veličine polja za FFF.

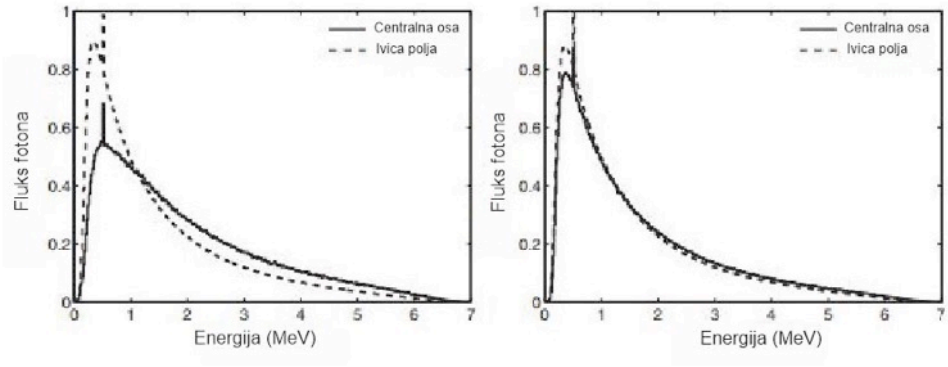
Manja filtracija kod FFF akceleratora kao konačan rezultat ima mekši snop zračenja (prisutnu niskoenergetsku komponentu). Najznačajniji efekat mekšeg snopa je povećanje površinske doze, mada su eliminisani rasejano zračenje i parazitski elektroni. Efekat je manja varijacija površinske doze od veličine polja u poređenju sa FF snopom. Uopšteno nefiltrirani snopovi proizvode veću površinsku dozu za male veličine polja u

poređenju sa FF snopovima i slične ili čak manje površinske doze za velika polja [6-8]. Površinska doza zavisi od energije snopa i spektra, ali uopšteno je veća za niže energije. Povećanje brzine doze je jedan od najočiglednijih efekata uklanjanja FF-a. Zabeleženo je povećanje jačine doze na 800 MU/min a u nekim slučajevima i više od dva puta u odnosu na FF snop.

Spektar fotonskog zračenja terapijskog snopa, predstavlja veličinu koja se ne može direktno meriti. Zbog toga, nije praksa da se određuje spektar zračenja u ustanovama za radioterapiju, iako postoje različite metode, npr. rekonstrukcija spektra iz transmisionih merenja, fotoaktivacija i dr. Većina do sada objavljenih radova o spektru nefiltriranog snopa zasnovane su na Monte Carlo metodama [9-13]. Osnovna ideja ovog rada je da se proveri da li je moguće jednostavnim fotoaktivacionim merenjima dobiti neku informaciju o razlikama fotonskog spektra FF i FFF terapijskih snopova. Kao aktivacioni detektor upotrebljen je prirodni indijum. Konkretno je posmatrana nuklearna reakcija $^{115}In(\gamma,\gamma')^{115m}In$, ili pobuđivanje izomernog stanja $^{115m}In$. Period poluraspada izomernog stanja $^{115m}In$ je 4,486 časova.

## 2. OPIS EKSPERIMENTA I OSNOVNI PARAMETRI FF I FFF FOTONSKOG SNOPA

S obzirom da FF vrši selektivnu atenuaciju fotonskog snopa, znatno više na niskim nego na visokim energijama, njegovo uvođenje u izvesnoj meri uklanja niskoenergetsku komponentu, ili kako se to obično kaže kao rezultat daje čvršći snop. Spektar nefiltriranog snopa sadrži veći udeo niskoenergetskog zračenja tako da je znatno mekši (slika 1). Sa slike 1, vidimo još jedan efekat. Energetski fluks fotona za FFF je povećan što rezultuje povećanom dozom po pulsu.




**Slika 1. Normirani spektar fotona u vazduhu dobijen MC simulacijama a) bez b) sa filterom za akcelerator nominalne enrgije 6 MeV (Dalaryd et al. [14])**

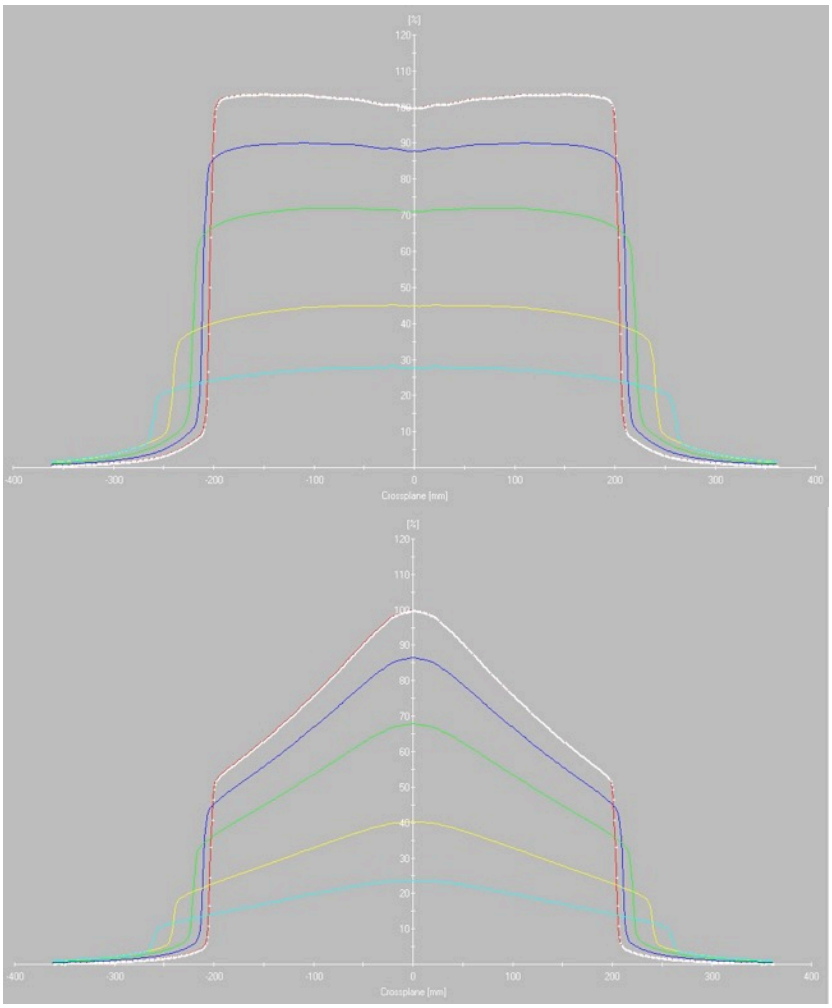
Merena doza fotonskog zračenja D, kao i prinos fotonuklearne reakcije R zavise od oblika energetskog spektra fotona Φ:

$$D = \int_0^{E_{max}} \mu_{en}(E)\, E\, \Phi(E)\, dE \tag{1}$$

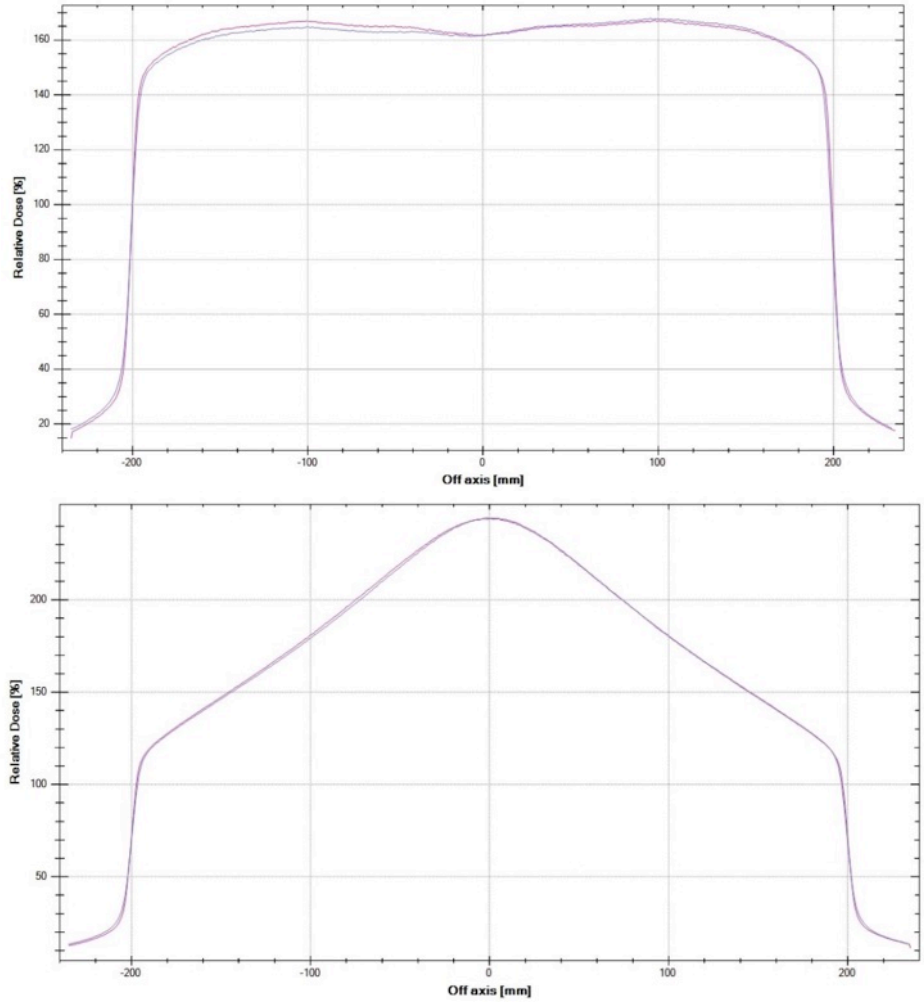
$$R = \int_{E_{th}}^{E_{max}} \sigma(E)\, \Phi(E)\, dE \tag{2}$$

Doza zavisi od apsorpcionih svojstava materijala. tj. od masenog apsorpcionog koeficienta $\mu_{en}(E)$ u kome se fotoni kreću, a prinos fotoaktivacije zavisi od efikasnog preseka $\sigma(E)$ za posmatranu nuklearnu reakciju. Ove se dve veličine veoma razlikuju.

Maseni apsorpcioni koeficijent koji određuje dozu veoma brzo opada sa energijom, dok efikasni presek za fotoaktivaciju ima prag na niskim energijama ($E_{th}$) i najviše vrednosti su mu baš na visokim energijama, do 10 MeV. To znači da je doza osetljiva na promene spektra fotona u niskoenergetskoj oblasti, dok fotoaktivacije mogu da uoče promene spektra fotona u visokoenergetskom delu spektra.
Različiti spektar i srednja energija nefiltriranog snopa ogleda se u distribuciji dubinske doze. Krive dubinske doze nefitriranog snopa pokazuju strmije opadanje u eksponencijalnom regionu u poređenju sa dubinskom dozom sopa sa FF slične nominalne energije. Distribucija dubinske doze nefiltriranog 6 MeV snopa odgovara standardnom 4-5 MeV snopu i 18 MeV FFF odgovara standardnom 15 MeV [6-7].
Kada se definišu referentni parametri profila fotonskog snopa, dubina je bitan parametetar budući da raspodela doze zavisi od lateralne varijacije kvaliteta snopa. Bez FF, lateralni profil doze se značajno razlikuje od tipičnog ravnog profila snopa sa FF. Sa povećanjem energije sve je izražajniji pik, što se može objasniti manjim uglovima rasejanja na većim energijama (slike 2, 3).



**Slika 2. Profila snopa Varian TrueBeam akceleratora određenog na različitim dubinama 14 mm, 50 mm, 100 mm, 200 mm i 300 mm u vodi za FF (gore) i FFF(dole) za polje 40x40 cm**




**Slika 2. Profila snopa Elekta VersaHD akceleratora određenog na dubini od 100 mm, u vodi za FF (gore) i FFF(dole) za polje 40x40 cm**

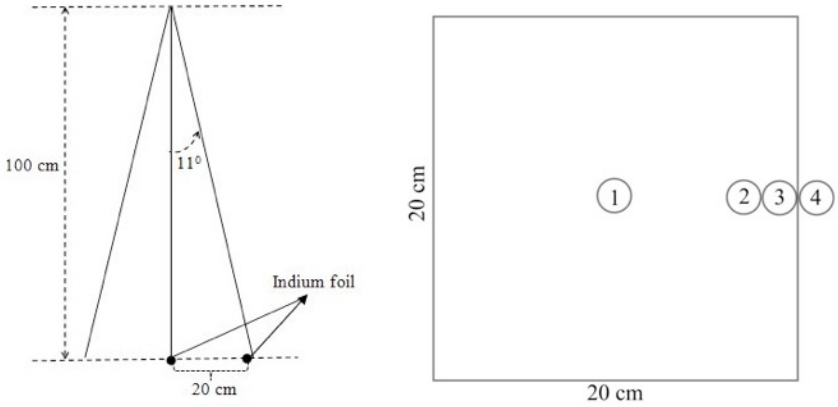
## 3. MERENJA

Za merenje određenih spektralnih karakteristika fotonskog snopa medicinskog linearnog akceleratora koristi se fotoaktivaciona tehnika. Prilikom izlaganja neke odabrane mete snopu fotona, dolazi do stvaranja izvesne količine radioaktivnog produkta neke od fotonuklearnih reakcija. Nakon ozračivanja mete, meri se spektar gama zračenja kojeg emituje produkt fotonuklearne reakcije koristeći neki gama spektroskopski uređaj. Na osnovu intenziteta odabrane gama linije u spektru, moguće je izračunati saturacionu aktivnost R. Ova veličina predstavlja verovatnoću da se nuklearna reakcija desi u jedinici vremena po jednom atomu izotopa. Na osnovu merenja intenziteta gama linije u spektru, R se može izračunati na sledeći način:

$$R = \frac{N_\gamma \lambda A}{m N_A \varepsilon \eta e^{-\lambda \Delta t}(1-e^{-\lambda t_m})(1-e^{-\lambda t_{irr}})} \tag{3}$$

gde je $N_\gamma$ broj registrovanih gama kvanata određene energije, $\lambda$ konstanta radioaktivnog raspada, $A$ maseni broj ozračenog izotopa, $m$ masa aktivacionog detektora, $N_A$ Avogadrov broj, $\epsilon$ efikasnost detektora za određenu energiju, $\eta$ prirodna zastupljenost aktivi-

ranog izotopa, $\Delta t$ vreme hlađenja, $t_m$ vreme merenja, $t_{irr}$ vreme ozračivanja. Merenja su vršena na dva medicinska akceleratora, Varian TrueBeam (Klinika za onkoterapiju, Segedin) i Elekta VersaHD (Institut za plućne bolesti Vojvodine, Sremska Kamenica) koji imaju mogućnost rada u FF i FFF modu. Kod oba akceleratora korišćeni su sledeći parametri: nominalna energija 6 MeV, SSD 100 cm, veličina polja 40x40 cm, jačina doze 1400 MU/min za FFF mod rada, 600 MU/min sa FF u snopu, vreme ozračivanja 4 min. Kao fotoaktivacioni detektor korišćeni su novčići $^{115}$In, diametra 2 cm i mase oko 12 g. Spektar gama zračenja indijuma meren je poluprovodničkim germanijumskim HPGe detektorom proizvođača Canberra. Detektovana je gama linija od 336,2 keV, koja se emituje prilikom deekscitacije izomernog stanja $^{115m}$In. Merenje indijumskog detektora na HPGe spektrometru vršeno je dovoljno duga da statistička neodređenost intenziteta posmatrane gama linije od 336,2 keV bude manja od 2%.
Kako bi se ispitale spektralne karakteristike fotonskog snopa, ozračivanje indijumskih detektora vršeno je u dve konfiguracije. U prvoj konfiguraciji (slika 3) jedan indijumski detektor postavljen je u centar snopa, a drugi na ivicu snopa. Ozračivanje je vršeno sa FF i FFF modom. U drugoj konfiguraciji (slika 3) merenje je vršeno samo u FFF modu i to tako da je jedan indijumski detector postavljen u sredinu snopa, drugi i treći na ivicu snopa, četvrti van snopa.




**Slika 3. Šematski prikaz konfiguracije indijumskih detektora kod ozračivanja**

Kako bi ispitali ugaonu zavisnost emisije gama zračenja, uporedili smo saturacione aktivnosti na različitim pozicijama snopa. Prilikom poređenja na osnovu jednačine 1 dobijamo:

$$\frac{R(\theta)}{R(0°)} = \frac{N_\gamma(\theta) m(0°) e^{-\lambda \Delta t(0°)} (1 - e^{-\lambda t_m(0°)})}{N_\gamma(0°) m(\theta) e^{-\lambda \Delta t(\theta)} (1 - e^{-\lambda t_m(\theta)})} \tag{4}$$

Sve veličine u gornjoj jednačini koje se odnose na sredinu polja su označene sa ($0°$), dok su veličine koje se odnose na neki položaj van ose snopa, tj. Posmatrane su u nekoj tački pod određenim uglom, označene su sa ($\theta°$).

## 4. REZULTATI I DISKUSIJA

Kao prvu informaciju o kvalitetu fotonskog snopa uporedili smo saturacione aktivnosti dve vrste akceleratora, i to u oba moda rada. Kod Elektinog akceleratora u FFF modu u sredini polja zabeležena je 3,38 puta veća saturaciona aktivnost u odnosu na Varian, a na ivici polja taj odnos je 2,05. Evidentno je da se za istu dozu fotonskog zračenja

dobija veoma različita saturaciona aktivnost. Ova vrednost i ukazuje da je snop Elektinog akceleratora znatno tvrđi od Varijanovog, tj. Sadrži znatno više fotona visoke enrgije što dovodi do znatno većeg broja fotoaktivacija. Na ivici polja je ta razlika nešto malo manja, ali još uvek Elektin akcelerator ima znatno tvrđe zračenje. Uporedili smo I saturacione aktivnosti u FF modu i zabeležili da odnos (Elekta/Varian) u sredini polja iznosi 1,39, a na ivici polja 1,78. Ove vrednosti ukazuju da je razlika u obliku spektra znatno manja nakon filtracije. U prvoj konfiguraciji prikazanoj na slici 3 uporedili smo saturacione aktivnosti u centru polja i na ivici za FF moda rada oba akceleratora. Kod akceleratora proizvođača Varian saturaciona aktivnost u centru polja u FF modu je 1,28 puta veća nego na ivici. Kod akceleratora proizvođača Elekta zabležen je isti odnos (1,00) u centru u odnosu na ivicu u FF modu. Odavde vidimo da je kod Varijanovog akceleratora u FF modu rada snop nešto malo tvrđi u centru nego na ivici polja, dok kod Elektinog akceleratora ta razlika ne postoji.
Rezultati poređenja saturacionih aktivnosti na različitim pozicijama indijumskih detektora za oba akceleratora u FFF modu dati su u tabeli 1. Ni kod jednog akceleratora nije zabeležena merljiva aktivnost indijumskog novčića van polja, tj. u poziciji 4 indjumskog detektora.

**Tabela 1. Poređenje saturacionih aktivnosti u različitim delovima polja u FFF modu akceleratora (indeksi odgovaraju pozicijama detektora na slici 1)**

| | **Varian TrueBeam** | **ElektaVersaHD** |
|---|---|---|
| $R_1/R_2$ | 2,305313 | 2,558442 |
| $R_1/R_3$ | 2,008007 | 2,490731 |
| $R_2/R_3$ | 0,871034 | 0,973535 |

Iz gornje tabele možemo videti da je u FFF režimu rada saturaciona aktivnost preko dva puta veća u sredini polja nego na njegovoj ivici. Ova se tendencija jasno uočava kod oba proizvođača sa nekim malim razlikama. Evidentno je da bez flattening filtera fotonski snop u sredini polja kod oba akceleratora ima već isadržaj visokoenergetskih fotona što dovodi do većeg nivoa fotoaktivacije izomernog stanja $^{115m}$In preko dva puta.

## 5. ZAKLJUČAK

U ovom radu su ispitane mogućnosti da se putem fotoaktivacije izomernog stanja $^{115m}$In uoče razlike u obliku spektra zakočnog zračenja terapijskih linearnih akceleratora. Sama dozimetrijska merenja u snopu su u velikoj meri osetljiva na razlike u niskoenergetskom delu fotonskog spektra, dok saturaciona aktivnost kao mera efekta fotaktivacije zavisi od broja fotona u visokoenergetskom delu spektra. Osnovna ideja ovog rada se sastojala u tome da se ustanovi da li fotoaktivacije daju različite rezultate za snopove koji razvijaju jednaku dozu u izocentru. Testirana su dva akceleratora različitih proizvođača, Varijan i Elekta. Oba su akceleratora opremljena da rade u standardnom modu rada sa flatenning filterom (FF) kao i bez njega (FFF). Merenja su pokazala da za istu dozu fotonskog zračenja u izocentru akcelerator tipa Elekta proizvodi preko tri puta više aktivnosti izomera $^{115m}$In u sredini polja, a preko dva puta više na ivici polja veličine 40 x 40 cm$^2$. Nakon filtracije, ta razlika nije toliko velika i aktivnosti indijumske mete se razlikuju za oko 30%. Kada se uporede saturacione aktivnosti jednog istog akceleratora, ali ovoga puta u sredini polja i na njegovoj ivici, za dva proizvođača se dobijaju slični

odnosi, s tim da je u sredini polja saturaciona aktivnost preko dva puta veća nego na ivici. Svi ovi rezultati ukazuju da se kod dva tipa akceleratora oblik spektra u visoko-energetskom delu znatno razlikuje, kao i da postoji razlika u obliku spektra na ivici polja i u njegovoj sredini.

## 6. LITERATURA

[1] D. Georg, T. Knoos, B. McClean. Current status and future perspective of flattening filter free photon beams. Med. Phys. 38, 2011, 1280-1293.
[2] J. Izewska, Shaping of photon beams from electron linear accelerators in radiation theraphy. Med. Phys. 20, 1993, 171-177.
[3] D. Sheikh-Bagheri, D.W.O. Rogers, Monte Carlo calculation of nine megavoltage photon beam spectra using BEAM code, Med. Phys. 29, 2002, 391-402.
[4] E. L. Chaney, T. J. Cullip, T.A. Gabriel. A Monte Carlo study of accelerator head scattering. Med. Phys. 21, 1994, 1383-1390.
[5] X. R. Zhu, Y. Kang, M.T. Gillin. Measurement of in-air output ratios for a linear accelerator with and without the flattening filter. Med. Phys. 33, 2006, 3723-3733.
[6] J. Cashmore. The characterization of unflattened photon beams from a 6 MV linear accelerator. Phys. Med. Biol. 53, 2008, 1933-1946.
[7] O. N. Vassiliev, U. Titt, F. Ponisch, S.F. Kry, R. Mohan, M. T. Gillin. Dosimetric properties of photon beams from a flattening filter free clinical accelerator. Phys. Med. Biol. 51, 2006, 1907-1917.
[8] G. Kragl, S. af Wetterstedt, B. Knausl, M. Lind, P. McCavan, T. Knoos, B. McClean, D. Georg. Dosimetric characteristic of 6 and 10 MV unflattened photon beams. Radiother. Oncol. 93, 2009, 141-146.
[9] K.E. Sixel, B.A. Faddegon. Calculation of x-ray spectra for radiosurgical beams. Med. Phys. 22, 1995, 1657-1661.
[10] F. Araki. Monte Carlo study of a Cyberknife stereotactic radiosurgery system. Med. Phys. 33, 2006, 2955-2963.
[11] R. Jeraj, T.R. Mackie, J. Balog, G. Olivera, D. Pearson, J. Kapatoes, K. Ruchala, P. Reckwerdt. Radiation charactheristics of helical tomotheraphy. Med. Phys. 31, 2004, 396-404.
[12] U. Titt, O. N. Vassiliev, F. Ponisch, L. Dong, H. Liu, R. Mohan. A flattening filter free photon treatment concept evaluation with Monte Carlo. Med. Phys. 33, 2006, 1595-1602.
[13] A. Mesbahi, F.S. Nejad. Monte Carlo study on flattening filter-free 18-MeV photon beam of medical linear accelerator. Radiat. Med. 26, 2008, 331-336.
[14] M. Dalaryd, G. Kragl, C. Ceberg, D. Georg, B. McClean, S. Wetterstedt, E. Wieslander, T. Knoos. A Monte Carlo study of a flattening filter-free linear accelerator verified with measurments. Phys.Med.Biol. (55), 2010, 7333-7344.

# SPECTRAL CHARACTERISTICS OF FFF THERAPEUTIC PHOTON BEAMS MEASUED BY PHOTOACTIVATION OF $^{115M}$IN

**Arpad TOTH[1], Arif EFENDI[2], Elemer SZIL[3], Nevena IGNJATOV[4], Nikola JOVANČEVIĆ[1], Jan HANSMAN[1] i Miodrag KRMAR[1]**

*1) University of Novi Sad, Faculty of Sciences, Novi Sad, Serbia, arpad.toth@df.uns.ac.rs*

*2) Prince of Songkla University, Faculty of Sciences, Amphoe Hat Yai, Thailand arief.sadanoer@gmail.com*

*3) Clinic for Oncotheraphy, Szeged, Hungary, szil.elemer@med.u-szeged.hu*

*4) Institute for pulmunar diseases of Vojvodina, Sremska Kamenica, Serbia ignjatov.nevena@gmail.com*

***ABSTRACT***

*Photon beams of FFF (Flattening Filter Free) therapeutic linear accelerator because of substantially reduced filtration have noticeable low-energy component. With activation of isomeric state of $^{115m}$In in the middle of the field, and on its edges we made an attempt to compare the spectral characteristics of standard FF and FFF beams. Measurements were performed in beams of 6 MeV nominal energy in two different types of accelerators. Despite the fact that in both types of accelerators have the same dose profile of beam, the saturation activity of the activated samples of natural In are very different, indicating significant differences in the form of spectrum.*

# IZLOŽENOST PEDIJATRIJSKIH PACIJENATA U KT DIJAGNOSTICI U CRNOJ GORI

**Aleksandra MILATOVIĆ[1], Mira OBRADOVIĆ[2], Nevena STAMATOVIĆ[2], Benard BERIŠAJ[1]**

*1) Centrar za ekotoksikološka ispitivanja Podgorica, Crna Gora, aleksandra.milatovic@ceti.co.me, beniber@t-com.me*

*2) Institut za bolesti djece, Klinički centar Crne Gore, Crna Gora*

***SADRŽAJ***

*U radu su prikazani rezultati sakupljanja podataka o izloženosti pacijenata u pedijatrijskoj KT dijagnostici u Crnoj Gori. Istraživanje je izvršeno u dječjoj bolnici Crne Gore kao i u Urgentnom centru koji su sastavni djelovi Kliničkog centra Crne Gore. Podaci su sakupljeni u formi volumetrijskog KT doznog indeksa ($CTDI_{vol}$) i proizvod doze i dužine (DLP) za različite starosne grupe pedijatrijskih pacijenata i odnose se na proceduru snimanja glave. Svi rezultati ispitvanja su očitani sa komandnih konzola KT uređaja. Srednje vrijednosti za $CTDI_{vol}$ i DLP su na nivou vrijednosti za odrasle pacijente i kreću se u opsegu (35-39) mGy i (402-638) mGy·cm za uzrast djece od (0-1) godina; (40-48) mGy i (655-804) mGy·cm za uzrast djece od (1-5) godina; (48-57) mGy i (710-1343) mGy·cm za uzrast djece od (5-10) godina i (45-69) mGy i (708-1749) mGy·cm za uzrast djece od (10-15) godina. Iz ovog proističe da je pedijatrijskoj KT dijagnostici neophodna i to hitno optimizacija prakse, odnosno protokola.*

## 1. UVOD

Kompjuterizovana tomografija (KT) je jedan od najznačajnijh dijagnostičkih modaliteta, čija upotreba raste iz decenije u deceniju. U poslednje dvije decenije, KT se odlikuje ogromnim tehnološkim napretkom (uvođenje multislajsnih-MSCT i spiralnih skenera) i razvojem novih aplikacija, što je dovelo i do širenja oblasti primjene KT dijagnostike i mogućnost upotrebe u brojnim dinamičkim studijama i granama medicine [1-2]. U proteklih deset godina istraživanja su pokazala da pacijentna doza u KT dijagnostici može da bude veoma visoka, a značajno veća u odnosu na druge modalitete snimanja u dijagnostickoj radiologiji [3].

Na globalnom nivou, na osnovu UNSCEAR izveštaja iz 2000. godine i 2008. godine, doprinos KT pregleda ukupnom radijacionom opterećenju populacije stalno raste, u smislu doze za pojedinca/pacijenta i u smislu ukupnog broja pregleda. Dakle, doprinos doze koja potiče od KT pregleda ukupnoj dozi medicinskih izlaganja je porastao sa 34% na 43% [4].

Mnoga istraživanja pokazuju, da širom svijeta broj KT pregleda se rapidno povećava, a posebno kod djece [5-6]. Na pedijatrijske preglede od ukupnog broja KT frekvencija otpada 5% [7]. Djeca su više osjetljivi na jonizujućih zračenja i pored toga imaju duži životni vijek te je verovatnoća za razvoj radijacionog karcinoma veća nego kod odraslih. Radioosjetljivost je 10 puta veća kod djece u vrlo ranoj dobi od prosječne odrasle osobe [8]. Na osnovu rezultata istraživanja Brennera objavljenih početkom 2001. godine, utvrdeno je da rizik za nastanak fatalnog karcinoma kod djece podvrgnutim KT snimanjima iznosi približno 1 u 1000 [5].

Sve ovo je iniciralo uvođenje pojma Diagnostic Reference Levels - DRL koji omogućava lakše i stalno praćenje trenda pacijentnih doza i identifikaciju medicinskih ustanova sa lošom praksom rada, odnosno sa većim pacijentnim dozama. S obzirom na trend porasta kolektivne doze usled medicinskih izlaganja svijest o značaju uspostavljanja DRL posebno na nacionalnom nivou i procesa optimizacije protokola takođe raste [9].
U Crnoj Gori imamo isti trend ponašanja u pedijatrijskoj KT dijagnostici: porast frekvencija pregleda, visoke doze pedijatrijskih pacijenata, pri KT pregledima djece koriste se protokoli za odrasle, porast upotrebe helikalnog moda skeniranja, velika dužina skeniranja, itd. U našoj zemlji nijesu uspostavljeni nacionalni DRL i praktično ovo su prvi sakupljeni podaci za KT preglede u pedijatriskoj praksi kroz učešće u IAEA (International Atomic Energy Agency) project RER /9/132 Strengthening Member State Technical Capabilities in Medical Radiation.

## 2. METODE

Istraživanjem su obuhvaćeni Poliklinika (Institut) za bolesti djece Crne Gore i Urgentni centar, koji su sastavni djelovi Kliničkog centra Crne Gore. Praksa na tercijalnom nivou našeg zdravsta je da se dječji pacijeti iz cijele Crne Gore upućuju na preglede za KT i magnetnu rezonancu (MR) u Institut za bolesti djece. Ovaj Institut je opremljen sa vrlo starim KT koji nije prilagođen za snimanje djece sa oskudnim tehničkim mogućnostima, koji se vrlo brzo zagrijava i teško startuje. Zahvaljući tome, značajno mali broj KT pregleda (pacijent/dnevno) na godišnjem nivou obavi se u okviru ove ustanove. Razlog za ovakav trend je dostupnost uređaja za MR u okviru bolnice. Podaci o broju pregleda na godišnjem nivou preuzeti su iz arhive Kliničkog Centra i nijesu baš precizni. Analizom dostupnih podataka utvrđeno je da se najcešce obavljaju KT pregledi glave (preko 90%), abdomena (jedan pacijent nedeljno) i pluća (1-2 pacijenta mjesečno) što je u skladu sa preporukom MAAE (Međunarodne Agencije za Atomsku Energiju). U tabeli 1 date su osnovne/tehničke karakteristike KT uređaja.

**Tabela 1. Tehničke karakteristike posmatrnih KT uređaja**

| Odelenje | Proizvodac/ Model KT | Broj detektora | Godina proizvodnje | Dostupnost Automatske kontrole ekspozicije | Scanning mode | Ugao gentrija [º] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| A | Hitachi pronto | 1 | 2006 | nema | Aksijalni | (0-18) |
| B | Siemens/Somatom Emotion 16 | 16 | 2009 | Da | Helikalni | 0 |

U tabeli 2 nalaze se podaci podaci o pacijentima: satrost pacijenata, pol, masa i visina pacijenta.
Sakupljanje podataka o nivoima izlaganja pedijatrijskih pacijenata izvršeno je prema protokolu koji je preporučen kroz IAEA projekte [10-12].

**Tabela 2. Podaci o pacijentima**

| Starosne grupe [god.] | Odeljenje A | | | | Odeljenje B | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Broj pacijenata M/F | Starost pacijenata | Telesna masa [kg] | Visina [cm] | Broj pacijenata M/F | Starost pacijenata | Telesna masa [kg] | Visina [cm] |
| 0 – 1 | 11 (6/5) | 0,45±0,4 (0,1-0,95) | 6±2 (3-12) | 64±7 (55-75) | 6 (3/3) | 0,5±0,4 (0,1-1,0) | - | - |
| 1 – 5 | 11 (7/4) | 3,3±1,5 (1,6-5,1) | 20±4 (14-20) | 103±13 (80-114 | 10 (6/4) | 3,1±1,2 (3,1-5,2 | - | - |
| 5 – 10 | 13 (7/6) | 8,2±1,9 (5,5-10,2) | 30±9 (20-51) | 130±11 (110-150) | 8 (5/3) | 8,9±1,5 (6,4-10,4) | - | - |
| 10 –1 5 | 14 (11/3) | 12,7±1,5 (10,2-15,2 | 54±12 (37-78) | 162±13 (135-164) | 12 (6/6) | 13,3±1,5 (10,7-15,2) | - | - |

Podaci su prikupljeni za standardni KT pregled glave za četiri različite starosne grupe pacijenata mladih od 15 godina (< 1; 1 - <5; 5 - <10 i 10 - 15 godina). Za svaku starosnu grupu prikupljeno je najmanje 5 pacijenata. Ukupan broj analiziranih pedijatrijskih pacijenata je 85, oba pola.

**Table 3. Tehnički parametri snimanja**

| Starosne grupe (god.) | A | | | | B | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | I [kV] | I·t [mAs] | Pitch | l [cm] | I [kV] | I·t [mAs] | Pitch | l [cm] |
| 0 – 1 | 110±10 (100-120) | 205±74 (75-300) | 0,96±0,1 (0,85-1,0) | 12±1 (10-14) | 117±8 (100-120) | 315±90 (150-300) | 0,60±0,1 (0,5-0,8) | 17±5 (10-24) |
| 1 – 5 | 115±10 (110-120) | 269±60 (150-300) | 44±19 (0,98-0,04) | 14±1 (11-17) | 116±10 (110-130) | 230±50 (180-300) | 0,5 0,5 | 20±2 (17-23) |
| 5 – 10 | 115±8 (100-120) | 266±60 (150-300) | 0,98±0,1 (0,85-1,0) | 15±1 (13-18) | 121±10 (110-130) | 279±58 (210-380) | 0,6±0,1 (0,5-0,8) | 24±4 (16-29) |
| 10 –15 | 119±5 (100-120) | 225±89 (100-300) | 0,97±0,1 (0,85-1,0) | 16±1 (15-19) | 128±5 (120-130) | 320±39 (300-380) | 0,6±0,1 (0,5-0,8) | 25±4 (21-35) |

Takođe, u radu su prikazani podaci za tehničke parametre snimanja: napon, produkt struje i vremena snimanja, vrijeme skeniranja i pitch (tabela 3). Za svakog pacijenta zabeležen su volumetrijski KT dozni indeks ($CTDI_{vol}$) i proizvod doze i dužine (DLP). Za $CTDI_{vol}$ i DLP izračunate su srednje vrijednosti, standardne devijacije, minimalne i maksimalne vrijednosti. Takođe, kao dobri pokazatelji radiološke, prakse izračunate su vrijednost mediane i $Q_3$ za sve četiri starosne grupe (tabela 4). Podaci su sakupljeni očitavanjem vrijednosti koje su date na komandnim konzolama posmatranih KT uređaja.

Analizirani rezultati pokazuju da se vrijednosti $CTDI_{vol}$ i DLP značajno razlikuju za pregled glave dječjih pacijenata na različitim odelenjima jedne iste ustanove. U ovom radu prikazane su srednje vrijednosti za $CTDI_{vol}$ koje se nalaze se u intervalu (35-69) mGy i za DLP u intrevalu (402-1749) mGy·cm za pregled glave, uzimajući u obzir sve četiri starosne grupe. Poređenjem opsega vrijednosti dobijenih za pedijatrijske pacijente može se zaključiti da su na nivou minimalnih vrijednosti za odrasle pacijenete i da su za neke starosne grupe veće od publikovanih rezultatata koji su prikazani u tabeli 5.

**Table 4. Distribucija $CTDI_{vol}$ i DLP**

| Starosne grupe (god.) | CTDI $_{vol}$ [mGy] | | | | | | DLP [mGy·cm] | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | A | | | B | | | A | | | B | |
| | $X_{sr}$ ± sd (min-max) | mediana | $Q_3$ | $X_{sr}$ ± sd (min-max) | mediana | $Q_3$ | $X_{sr}$ ± sd (min-max) | mediana | $Q_3$ | mediana | $Q_3$ |
| 0 – 1 | 35±16 (9-55) | 27 | 49 | 39±21 (23-71) | 29 | 52 | 402±196 (109-744) | 356 | 556 | 638±438 (260-1459) | 516 | 702 |
| 1 – 5 | 48±12 (27-55) | 55 | 55 | 40±22 (17-71) | 29 | 61 | 655±196 (352-910) | 717 | 799 | 804±417 (327-1430) | 637 | 1178 |
| 5 – 10 | 48±14 (14-55) | 55 | 55 | 57±20 (31-72) | 72 | 72 | 710±233 (178-991) | 800 | 827 | 1343±524 (756-2110) | 1270 | 1780 |
| 10 –1 5 | 45±13 (28-55) | 55 | 55 | 69±6 (60-72) | 72 | 72 | 708±226 (342-1047) | 794 | 846 | 1749±386 (1367-2509) | 1640 | 2027 |

**Table 5. Poređenje dobijenih vrednosti CTDI $_{vol}$ i DLP sa već objavljenim rezultatima**

| Dozni parametri | CTDI $_{vol}$ [mGy] | | | | DLP [mGy·cm] | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Starosna grupa | (0-1) | (1-5) | (5-10) | (10-15) | (0-1) | (1-5) | (5-10) | (10-15) |
| Zemlja | | | | | | | | |
| Kenija [13] | 35/30 | 50/45 | 65/50 | - | 270 | 470 | 620 | 620 |
| Njemačka[14] | 30 | 40 | 50 | - | 250 | 450 | 650 | 450 |
| Turska [15] | 31 | 33 | 40 | 51 | 288 | 368 | 467 | 625 |
| Ovaj rad* | 27 | 55 | 55 | 56 | 402 | 726 | 820 | 1180 |

*srednja vrijednosti mediane za sve starosne grupe

U slučajevima kada je distribucija dobijena na manjem broju pacijenata preporuka nekih autora je da se za određivanje referentne vrijednosti koristi srednja vrijednost [16]. Pošto se srednja vrijednosti i $Q_3$ na malom broju pacijenata dosta razlikuju prikazat će mo vrijedmosti mediane, kao prave pokazatelje prakse [12]. Može se uočiti da su vrijednostosti doznih parametara na odeljenju A slične, pogotovo za starije grupe pacijenata, što se može objasniti vrlo oskudnim tehničkim mogućnostima njihovog CT uređaja i odabirom istog protokola za sve starosne grupe.

Na odelenju B, vidljiv je porast u dozama prema rastu različitih starosnih grupa, što ukazuje da kod snimanja pedijatriskih pacijenata odabir protokola se vrši prema uzrastu/dimenzijama djeteta.

Najčešce korišćena vrijednost napona iznosi 120 kV nezavisno od starosti, odnosno težine pacijenta. Odabir vrijednosti napona zavisi od nivoa kontrasta u slici koju zahtijeva radiolog i to je razlog upotrebe ovako visoke vrijednostima napona. Takođe, vrijednost pitch faktora, vremena rotacije rendgenske cijevi i visoke vrijednosti proizvoda vremena i struje (mAs) ostaju nepromijenjeni kroz četiri starosne grupe pacijena. Preporuka je da se CT pregled obavlja samo na regiji od interesa za dijagnostiku a kod pedijatrijskih pacijenata i u samo jednoj fazi po pregledu [17]. S

obzirom da protokole CT snimanja obično kreiraju proizvođaci CT uređaja i da se parametri veoma rijetko modifikuju od strane operatera, koji, takođe, teško prihvataju sugestije za optimizaciju svoje prakse. Kao prvi korak u podizanju njihove svijesti podijelili smo IAEA postere vezane za CT preglede, ukazali na slobodne publikacije i na sajt IAEA za edukaciju u oblasti zaštite od zračenja [18].

## 4. ZAKLJUČAK

U ovom radu prikazani je širok opseg dobijenih vrijednosti za $CTDI_{Vol}$ i DLP koje ukazuju da postoji dovoljno prostora za optimizaciju CT protokola. Uspostavljanje nacionalnih DRL je najbolje sredstvo u procesu optimizacije u mnogim zemljama tako da je Crnoj Gori neophodno uspostavljanje nacionalnih DRL za standardne procedure CT snimanja pedijatrijskih pacijenata. Takođe, rezultati ovog istraživanja pokazali su da je u našoj zemlji CT pregled glave najfrekventnija procedura u pedijatrijskoj KT dijagnostici i da bi proces optimizacije trebalo započeti upravo na ovoj vrsti pregleda. Jedini nacin za smanjivanje izloženosti pacijenata, a narocito dece, jeste kroz edukaciju svih lica koja su direktno ili indirektno ukljucena u sprovodenje pregleda.

## 5. LITERATURA

[1] Frush D., DonnellyL., Rosen N., Computed tomography and radiation risks: What Pediatric Health Care providers should know, *Pediatrics* 112 (2003) 951.

[2] Prokop M., Multislice CT: Technical principles and future trends. Eur Radiol 13, (2003) M3-M13 (suppl 5).

[3] Tsapaki, V. et al. Dose reduction in CT while maintaining diagnostic confidence: diagnostic reference levels at routine head chest, and abdominal CT-IAEA-coordinated research project, Radiology 240 (2006) 828–834.

[4] UNSCEAR, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Sources and Effects of Ionizing Radiation. volume I. New York (2010a).

[5] Brenner J., Elliston D., Hall J., et al. Estimated risk of radiation- induced fatal cancer from pediatric CT. AJR 176 (2001) 289-296.

[6] Shrimpton, P., et al. National survey of soses from CT in the UK: 2003, Br. J. Radiology 79 (2006) 968-980.

[7] Mettler F., Thomadsen B., Bhargavan M., Gilley D., Gray J. E, Lipoti, J et. Al., Medical radiation exposure in the U.S. in 2006: preliminary results. Health Physics, 95(5) (2008) 502-507.

[8] Rani K., Jahnen A., Noel A., Wolf D., Paediatric CT protocol optimisation: a design of experiments to support the modeling and optimisation process, Radiat. Prot. Dosim. Vol. 165 (2015) No. 1–4, 205–209.

[9] Sulieman A., Establishment of diagnostic reference levels in computed tomography for paediatric patients in Sudan: A Pilot Study, Radiat. Prot. Dosim. Vol. 165 (2015) No. 1–4, 91–94.

[10] Muhogora, W. et al. Patient doses in CT examinations in 18 countries: initial results from International Atomic EnergyAgency projects. Radiat. Prot. Dosim. 136 (2009) 118–126.

[11] Vassileva J., Rehani M.M., Applegate K., Ahmed N.A., Al-Dhuhli H., Al-Naemi H.M., Al Suwaidi J.S., et al: IAEA survey of paediatric computed tomography

practice in 40 countries in Asia, Europe, Latin America and Africa: procedures and protocols, European Radiology Vol 23 No 3 (2013) 623-631.
[12] Vassileva J., Rehani M., Kostova-Lefterova D., Al-Naemi M., Al Suwaidi S., Arandjic D., Bashier O., KodlulovichS., et al.,A study to establish international diagnostic reference levels for paediatric computed tomography, - Radiation Protection Dosimetry, doi:10.1093/rpd/ncv116 (2015) 1-11,
[13] Korir K., Wambani S., Korir K., Patient doses using multidetector computed tomography scanners in Kenya, Radiat. Prot. Dosim 151 (2012) 267–271,
[14] Galanski, M., Nagel, H. D., and Stamm, G. Paediatric CT exposure practice in the federal republic of Germany: results of a nationwide survey in 2005-2006. Medizinische Hochschule Germany, (2007).
[15] Kaan Ataç G., Parmaksiz A., Inal T., et al., Patient doses from CT examinations in Turkey, Diagn. Interv. Radiol 221 (2015) 428–434,
[16] Neofotistou V, Review Of Patient Dosimetry In Cardiology, Radiat. Prot. Dosim.Vol. 94, No. 1–2 (2001)177–182.
[17] Paterson, A., Frush, D. P., and Donnelly, L. F. Helical CT of the body: are settings adjusted for pediatric patients? AJR. American Journal of Roentgenology, 176 (2001) 297-301.
[18] https://rpop.iaea.org/RPOP/RPoP/Content/Documents/Whitepapers/poster-ct- radiation-protection-hr.pdf

## EXPOSURE OF PEDIATRIC PATIENTS IN CT DIAGNOSTIC IN MONTENEGRO

**Aleksandra MILATOVIĆ[1], Mira OBRADOVIĆ[2], Benard BERIŠAJ [1], Nevena STAMATOVIĆ[2],**

*1) Centre for Eco-toxicological Investigations Podgorica, Montenegro, aleksandra.milatovic@ceti.co.me*

*2) Institute for Children's Diseases, Clinical Centre of Montenegro, Podgorica, Montenegro*

***ABSTRACT***

*Results on collecting data, concerning exposure of patients in pediatric computerized tomographic (CT) diagnostic in Montenegro, have been presented in this work. Institute for children diseases and Emergency Center, all being the integral parts of Clinical Center of Montenegro, have been covered by this work. Data have been collected in the form of volumetric KT dose index, as well as in the form of the product of dose and length ($CTDI_{vol}$ and DLP), for various age groups of pediatric patients, and they refer to head scanning procedure. All examinations results have been recorded from the command consoles of KT devices. Values for $CTDI_{vol}$ and DLP are on the level of adult patients and they vary, in the scope (35-39) mGy, i.e. (402-736) mGy·cm for children age (0-1); (40-48) mGy and (655-804) mGy·cm for age (1-5); (48-57) mGy and (710-1343) mGy·cm for children age (5-10), and (45-69) mGy and (708-1749) mGy·cm for children age (10-15). Therefore, this shows that CT diagnostic needs urgent optimization of practice, meaning protocol.*

# ДОЗИМЕТРИЈА

# MONTE KARLO SIMULACIJA RADIJACIONIH OŠTEĆENJA U ZAŠTITNIM MATERIJALIMA $^{241}$AM-BE NEUTRONSKOG IZVORA

**Predrag BOŽOVIĆ[1,2], Olivera CIRAJ-BJELAC[1,2], Danijela ARANĐIĆ[1,2], Sandra ĆEKLIĆ[2] i Đorđe LAZAREVIĆ[1,2]**

*1) Elektrotehnički fakultet, Univerzitet u Beogradu, Beograd, Srbija*

*2) Institut za nuklearne nauke Vinča, Univerzitet u Beogradu, Beograd, Srbija,*

*bozovic@vinca.rs*

***SADRŽAJ***

*Radijaciona oštećenja nastaju usled izmeštanja atoma materijala pri elastičnom rasejavanju čestica upadnog zračenja na jezgrima ili zbog nuklearnih reakcija izazvanih upadnim zračenjem. Broj izmeštanja po atomu (DPA) je veličina kojom se opisuje radijaciono oštećenje. S obzirom da je neutronsko zračenje naročito efikasno u izmeštanju atoma, ispitan je uticaj neutrona na sastavne elemente strukturalne zaštite $^{241}$Am-Be neutronskog izvora sastavljene od parafina, betona i olova. Proračun DPA je obavljen na osnovu rezultata simulacija primenom MCNPX prorgamskog paketa.*

## 1. UVOD

Zračenje koje sačinjavaju nenaelektrisane čestice može osloboditi direktno jonizujuće čestice ili pokrenuti nuklearne transformacije. U fundamentalne interakcije neutrona ubrajaju se rasejanje i apsorpcija, u koje spadaju zahvat neutrona i fisija. Zahvatanjem neutrona često nastaju radioaktivna jezgra, koja potom emituju zračenje.

Jedna od glavnih posledica interakcije visokoenergetskih čestica sa materijalima jeste formiranje defekata u kristalnoj strukturi usled prenosa energije sa čestice na atom. Ovi mikroskopski defekti nazivaju se radijaciona oštećenja [1]. Opšta podela radijacionih efekata u materijalima je na: proizvodnju nečistoća, izmeštanje atoma, jonizaciju i oslobađanje velike količine energije u maloj zapremini, pri čemu su neutroni naročito efikasni u proizvodnji nečistoća i izmeštanju atoma.

Prvi korak u nastajanju radijacionih efekata je stvaranje primarno izbačenih atoma (PKA) putem nuklearne reakcije, radioaktivnog raspada, rasejanja upadne čestice ili injekcijom ubrzanih snopova jona ili plazme [2]. Ovakvi događaji se odigravaju jako brzo, tipično u vremenskom intervalu manjem od 1 fs.

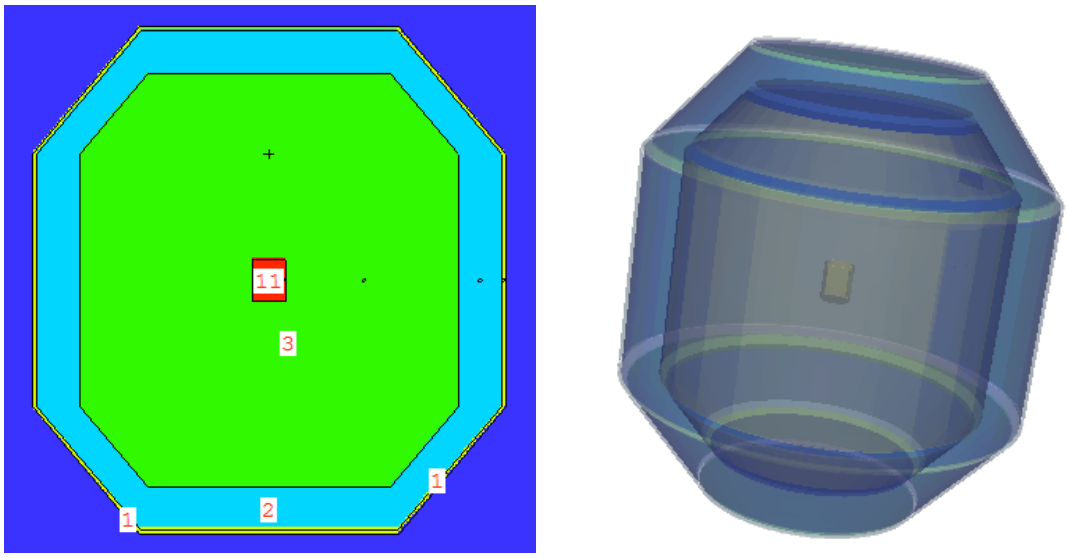
Broj izmeštanja po atomu (DPA) ima široku primenu kao indikator oštećenja izmeštanjem kojim se procenjuje oštećenje nastalo usled ozračivanja strukturnih materijala [1 – 5]. Broj izmeštanja je povezan sa brojem Frenkeljevih parova, koji se definiše kao par upražnjenog mesta (vakancije) i intersticijalnog atoma u ozračenom materijalu. Ovi tačkasti defekti utiču na makroskopske osobine materijala kao što je čvrstina. Vrednost DPA se može proceniti na osnovu energije i dužine putanje ovih čestica.

## 2. MATERIJALI I METODE

Primenom Monte Karlo simulacija sračunat je broj izmeštanja po atomu u zaštitnom materijalu $^{241}$Am-Be izvora neutrona.

$^{241}$Am-Be je indirektni izvor neutrona čiji princip rada je zasnovan na postojanju radionuklida koji emituje naelektrisane čestice i stabilne mete koja proizvodi neutrone

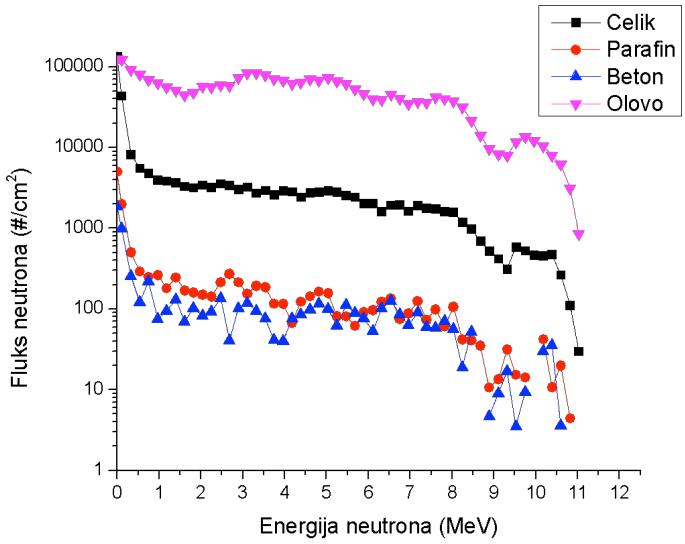
nuklearnim reakcijama. Alfa čestica koju emituje $^{241}$Am energije 5.638 MeV pogađa $^{9}$Be pri čemu nastaju neutroni širokog spektra energija sa srednjom energijom od oko 4,2 MeV i maksimalnom energijom od oko 10 MeV [6].
Zaštita neutronskog izvora modelovana je u obliku bureta sastavljenog iz središnjeg cilindričnog dela i gornjeg i donjeg dela u obliku zarubljene kupe. Visina bureta je 60 cm, a središnji prečnik je 55 cm. Izvor neutrona je postavljen u centru bureta i enkapsuliran je u čeliku oblika valjka. Zaštitni materijal predstavljaju parafin, beton i olovo debljina 22 cm, 5 cm i 0,5 cm, respektivno (slika 1).
Broj izmeštanja po atomu je izračunat na osnovu fluksa neutrona u svakom od zaštitnih materijala koji je dobijen primenom F4 talije koja kao rezultat daje srednju vrednost fluksa u ćeliji izraženu kao broj čestica po cm$^2$ [7] i podataka o efikasnim presecima za nastanak izmeštanja [8].
Simulacije su obavljene primenom MCNPX 2.7.0 programskog paketa. Broj simuliranih čestica je bio 2 x 10$^7$.



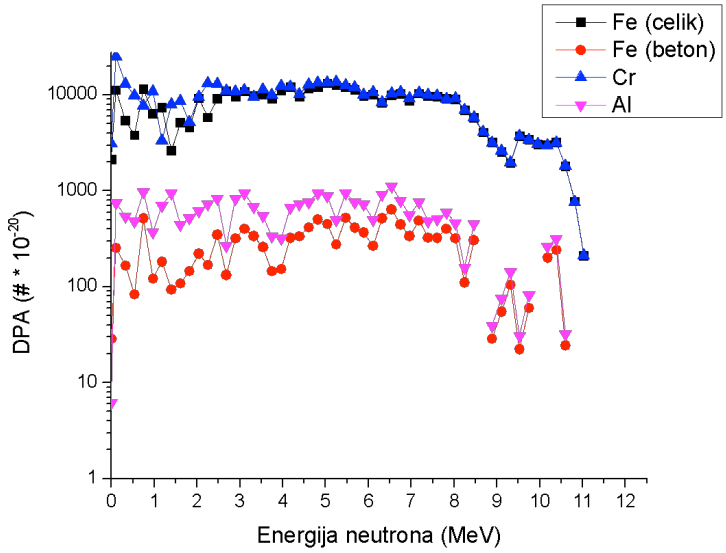

**Slika 1. Geometrija $^{241}$Am-Be neutronskog izvora sa zaštitnim materijalima: 1) Olovo 2) Beton 3) Parafin 11) Čelik**

## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

Neutronski fluks u različitim zaštitnim materijalim za ceo spektar $^{241}$Am-Be neutronskog izvora zračenja prikazan je na slici 2. Na slici 3 prikazan je broj izmeštanja atoma u nekim sastavnim elementima zaštitinih meterijala za ceo spektar energija neutrona $^{241}$Am-Be izvora.
Broj izmeštanja po atomu je najveći u hromu i gvožđu koji sačinjavaju čelik u svim opsezima energija neutrona. Gvožđe koje ulazi u sastav betona razvija manji broj izmeštanja po atomu usled nižeg fluksa neutrona. Iako aluminijum ima manji prag energije za izmeštanje atoma od hroma i gvožđa (27 eV za Al naspram 40 eV za Cr i Fe) broj izmeštenih atoma je manji usled značajno nižeg fluksa neutrona.




**Slika 2. Neutronski fluks $^{241}$Am-Be u različitim zaštitnim materijalima**




**Slika 3. DPA u različitim sastavnim elementima zaštitnih materijala $^{241}$Am-Be**

## 4. ZAKLJUČAK

Proračun broja izmeštanja atoma može da ukaže na radijaciona oštećenja koja mogu izazvati promene mehaničkih, fizičkih, termičkih i električnih osobina materijala. Unapređenjem fizike procesa i geometrije problema i efikasnih preseka može se postići detaljnija analiza raspodele fluska neutrona i mogućih radijacionih oštećenja.

## 5. ZAHVALNOST

Ovaj rad je podržan od strane Ministarstva za Nauku i Tehnološki razvoj Republike Srbije projektom III43009.

## 6. LITERATURA

[1] D.R.Olander, Fundamental Aspects of Nuclear Reactor Fuel Elements, 1975
[2] M. T. Robinson, Basic Physics of Radiation Damage Production, Journal of Nuclear Materials 216 (1994) 1-28, 1994
[3] J.A.Mascitti, M. Madariaga, Method for the calculation of DPA in the Reactor Pressure Vessel of Atucha II, Science and Technology of Nuclear Instalations, Volume 2011
[4] Gabriel Farkas, Vladimir Slugen, Peter Domonkos, Nuclear Analysis of the Eurofer 97 Alloy by MCNP-4C2 code, International Conference Nuclear Energz for New Europe, Bled, Slovenia, September 5 – 8, 2005
[5] V. Slugen P. Domonkos, G. Farkas, M. Greschner, MCNP-4C2 and TRIM 98.01 based calculations of radiation damage in copper
[6] Marsh JW, Thomas DJ, Burke M. High resolution measurements of neutron energy spectra from AmBe and AmB neutron sources, Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section A: Accelerators, Spectrometers, Detectors and Associated Equipment. 1995 Dec 1;366(2-3):340-8.
[7] D. B. Pelotiwz, MCNPX user's manual version 2.7.0, LA-CP-11-00438, April 2011
[8] https://www-nds.iaea.org/public/download-endf/

# MONTE CARLO SIMULATION OF RADIATION DAMAGE IN SHIELDING MATERIALS OF $^{241}$AM-BE NEUTRON SOURCE

**Predrag BOŽOVIĆ[1,2], Olivera CIRAJ-BJELAC[1,2], Danijela ARANĐIĆ[1,2], Sandra ĆEKLIĆ[2] i Đorđe LAZAREVIĆ[1,2]**

*1) School of Electrical Engineering, University of Belgrade, Belgrade, Serbia*
*2) Vinca Nuclear Science Institute, University of Belgrade, Belgrade, Serbia,*
*bozovic@vinca.rs*

***ABSTRACT***

*Radiation damage in materials results from nuclear collisions and reactions which produce energetic recoil atoms of the host materials or reaction products. Displacement per atom (DPA) is used to quantify radiation damage. Since neutrons are particularly efficient in displacing atoms, their influence on constituent elements of 241Am-Be neutron source shielding made of paraffin, concrete and lead. DPA was calculated based on simulations using MCNPX.*

# KONSTRUKCIJA SEKUNDARNOG ETALONA ZA VELIČINU LIČNI DOZNI EKVIVALENT $H_P(3)$ POMOĆU MONTE KARLO SIMULACIJA

**Sandra ĆEKLIĆ[1], Olivera CIRAJ BJELAC[1], Danijela ARANĐIĆ[1], Jelena STANKOVIĆ PETROVIĆ[1], Predrag BOŽOVIĆ[1], Cristian MIHAILESCU LIVIU[2]**

*1) Institut za nuklearne nauke Vinča, Univerzitet u Beogradu, Srbija, csandra@vinca.rs*

*2) Belgijski nuklearni institut SCK·CEN, Mol, Belgija*

***SADRŽAJ***

*U ovom radu prikazani su rezultati ispitivanja mogućeg dizajna sekundarnog etalona za lični dozni ekvivalent $H_p(3)$ pomoću Monte Karlo simulacija. Simulirana je sferna jonizaciona komora ugrađena u sferni fantom. Ispitivana je energetska i ugaona zavisnost i cilj je bio da se postigne što konstantniji odgovor u širokom opsegu energija. Rezultati pokazuju da se najadekvatniji dizajn postize jonizacionom komorom TK-30 ugrađenom u sferni fantom od polimetil-metakrilata (PMMA) prečnika 15 cm. Energetski odgovor je u ±10% za opseg energija od (18 do 1250) keV, dok je ugaoni odgovor u ±20% za upadni ugao u opsegu od 0 do 90º za energetski opseg od (48 do 1250) keV.*

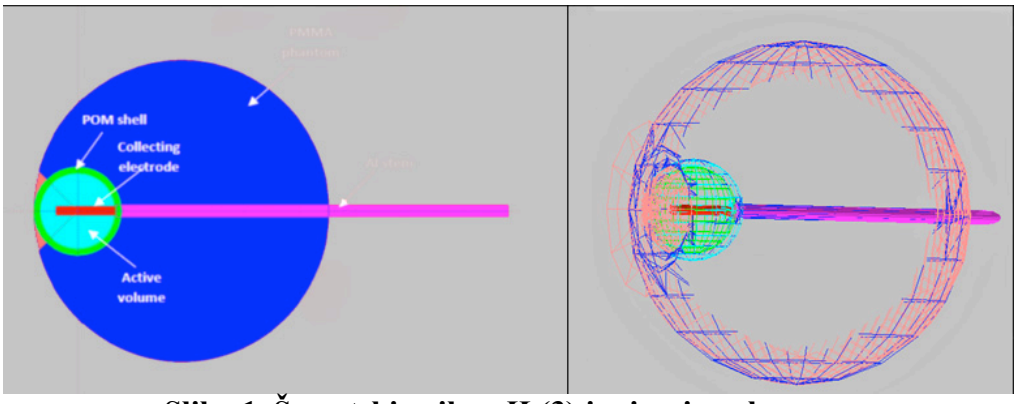
## 1. UVOD

Mnogobrojna epidemiološka istraživanja koja su u poslednjih nekoliko godina sprovedena nad zaposlenima u interventnoj radiologiji pokazali su da oštećenja očnog sočiva mogu nastati i na dozama od 0,5 Gy što je daleko manje od ranije utvrđenog praga od 2 Gy [1]. Medjunarodna komisija za zaštitu od zračenja je stoga smanjila godišnju granicu doze za očno sočivo sa 150 mSv na 20 mSv i naglasila značaj tačnije procjene doze za očno sočivo [2]. Operativna veličina koja se koristi za monitoring očnog sočiva je lični dozni ekvivalent $H_p(3)$ [3]. Konvencionalno tačna vrijednost veličine $H_p(3)$ se dobija mjerenjem kerme u vazduhu i primjenom odgovarajućih konverzionih koeficijenata. Energetska zavisnost ovih konverzionih koeficijenata koja je posebno izražena na niskim energijama ističe potrebu za uredjajem za direktno mjerenje veličine $H_p(3)$ [4]. Takođe, razlike u spektru snopa zračenja dovode da značajnih razlika u vrijednostima ovih konverzionih koeficijenata što je posebno izraženo u snopovima koji se koriste u dijagnostičkoj radiologiji. Snopovi koji se koriste u bolnicama se razlikuju od onih koji se koriste u kalibracionim laboratorijama gdje se instrumenti etaloniraju, te je spektrometrijskim mjerenjima neophodno izvršiti korekcije na te razlike. Konstrukcijom sekundarnog etalona koji bi direktno mjerio veličinu $H_p(3)$ izbjegla bi se spektrometrijska mjerenja kao i upotreba konverzionih koeficijenata.

## 2. MATERIJALI I METODE

Koristeći MCNP6.1 softver simulirana je jonizaciona komora ugrađena u sferni fantom od PMMA-a. Tokom faze dizajniranja sekundarnog etalona sledeći aspekti su uzeti u obzir. Jonizaciona komora mora da ima dovoljno veliku zapreminu kako bi sa zadovoljavajućom tačnošću mjerila jačine doze reda μSv/h što su doze koje su

karakteristične za ISO 4037 N-kvalitete snopova u kalibracionim laboratorijama kao i za rasejani snop zračenja u radiološkim odjeljenjima. Takođe, mora da ima dovoljno male dimenzije uporedive sa dimenzijama ljudskog oka. Sferna simetrija je poželjna zbog velikog broja mogućih rotacija rendgen cijevi tokom medicinskih procedura kad nije moguće tačno definisati pravac snopa zračenja. Uzimajući u obzir da je veličina $H_p(3)$ definisana kao ekvivalentna doza na dubini 3 mm tkivno ekvivalentnog fantoma, debljina zida jonizacione komore bi trebalo da bude približno 3 mm tkivno ekvivalentnog materijala. Jonizaciona komora TK-30 proizvedena u PTW-u najbolje ispunjava gore navedene uslove [5]. TK-30 jonizaciona komora je ugrađena u sferni PMMA fantom i simulirane su energetska i ugaona zavisnost za različite debljine fantoma sa ciljem da se dobije što konstantniji odgovor. Konusni otvor od 120º je korišćen kako bi se napravio model glave i oka koji odgovara realnoj slici. Monte Karlo model sekundarnog etalona je prikazan na slici 1.




**Slika 1. Šematski prikaz $H_p(3)$ jonizacione komore**

Odgovor jonizacione komore u veličini lični dozni ekvivalent $H_p(3)$ je dobijen iz Monte Karlo simulacija pomoću talije F6e tj. deponovane energije u aktivnoj zapremini jonizaciona komore. Vrijednost kerme u vazduhu $K_a$ je izračunata na isti način s tim što je u simulacijama materijal oko aktivne zapremine zamjenjen vazduhom i praćena je talija F6p. U oba slučaja je korišćen *mode p e* tj. praćeni su i elektroni i fotoni iako isti nije bio neophodan za kalkulacije kerme u vazduhu ( talija F6p je dala iste vrijednosti za *mode p* i *mode p e*). Spektar zračenja izmjeren u laboratoriji za etaloniranje u Belgijskom nuklearnom institutu SCK·CEN je korišćen u simulacijama. Simulacije su izvršene u vazduhu i korišćen je tačkasti izotropni izvor.

Korekcioni faktori $k(R,\alpha)$ za kvalitet snopa $R$ i upadni ugao α su izračunati koristeći

$$k(R,\alpha) = (h_{pK}(3;R,\alpha)\frac{K_a}{H_p(3)})\frac{1}{N_H}$$

gdje su

$h_{pK}(3;R,\alpha)$-konverzioni koeficijenti iz $K_a$ u $H_p(3)$ za $R$ kvalitet snopa i upadni ugao α,

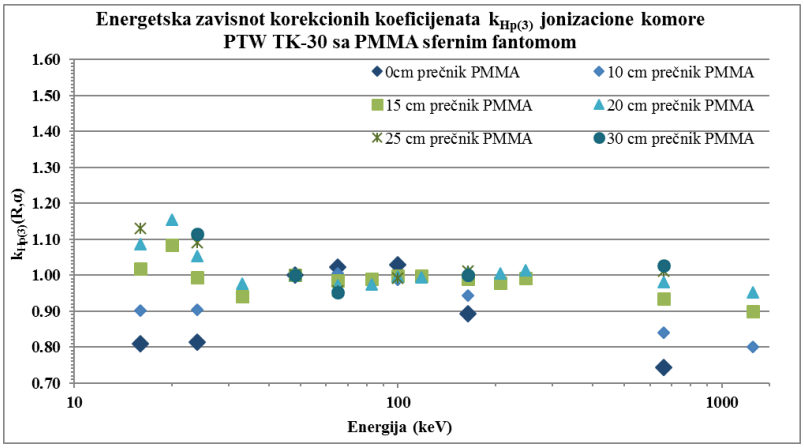
$N_H$- kalibracioni faktor za referentni kvalitet snopa N-60 i upadni ugao α=0º.

Vrijednosti za konverzione koeficijente su uzeti od Behrensa [6].

Za različite prečnike sfernog PMMA fantoma od 0, 10, 25 i 30 cm ispitana je energetska zavisnost i to za kvalitete snopova N-20, N-30, N-60, N-80, N-120, N-200, S-Cs i S-Co. Za fantom prečnika od 15 cm i 20 cm ispitana je energetska zavisnost za širok opseg kvaliteta snopova X-zračenja od N-20 do N-300 kao i za S-Cs i S-Co. Ugaona zavisnost je ispitana za iste kvalitete snopova u opsegu upadnog ugla od 0º do 90º.

## 3. REZULTATI

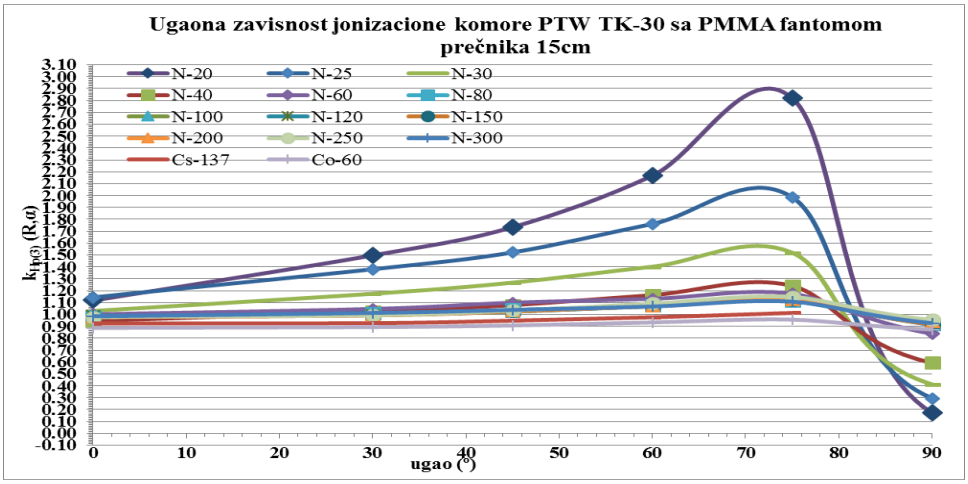
Na slici 2 prikazana je energetska zavisnost jonizacione komore za različite debljine PMMA fantoma.




**Slika 2. Energetska zavisnost jonizacione komore TK-30 za različite debljine sfernog fantoma za upadni ugao α=0° normirano na N-60**

Sa slike 2 se vidi da je energetska zavisnost posebno izražena na niskim i visokim energijama fotona, kao i da zavisi od veličine fantoma. Za veći prečnik fantoma veća je i doza u oku što se može objasniti efektom apsorpcije i *build up* efektom koji su dominantni na niskim i visokim energijama, respektivno. Najmanja energetska zavisnost je primjećena za fantom prečnika 15 cm, gdje se odgovor kreće u ±10% u cijelom opsegu izmjerenih energija.

Na slici 3 prikazana je ugaona zavisnost jonizacione komore TK-30 ugrađene u sferni fantom prečnika 15 cm. Kao što se može primjetiti odgovor se nalazi u ±20% u širokom opsegu energija od (48 do 1250) keV, dok je kvalitete snopova niže energije (N-20 do N-60) primjećeno veće odstupanje.




**Slika 3. Ugaona zavisnost jonizacione komore TK-30 sa 15 cm prečnika fantoma normirano na N-60 i α=0°**

## 4. ZAKLJUČAK

Optimalna geometrija za novu jonizacionu komoru koja se može koristiti kao sekundarni etalon za veličinu lični dozni ekvivalent $H_p(3)$ je postignuta jonizacionom

komorom koja je komercijalno dostupna PTW TK-30 i fantomom od PMMA-a prečnika 15 cm. Kako bi se poboljšale peformance mogućeg sekundarnog etalona potrebno je ispitati kako parametri kao što su debljina zida komore, materijal i prečnik komore utiču na energetsku i ugaonu zavisnost što može biti predmet narednog istraživanja.

## 5. LITERATURA


[1] International Commission on Radiological Protection (ICRP). The 2007 recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Vol 37, 2007.

[2] International Commission on Radiological Protection (ICRP). 2011 Statement on Tissue Reactions. ICRP ref-4825-3093-1464, 2011.

[3] International Commission on Radiation Units and Measurements. Quantities and Units in Radiation Protection Dosimetry. ICRU Report 51, 1993.

[4] U. Ankerhold, R. Behrens, P. Ambrosi. X-ray spectrometry of low Energy photons for determing conversion coefficients from air kerma, $K_a$, to personal dose equivalent, $H_p(10)$, for the radiation qualities of the ISO narrow spectrum series. *Radiation Protection Dosimetry*. 81(4), 1999, 247-256.

[5] PTW. Brochure of detectors including Codes of Practice. http://www.ptw.de/fileadmin/data/download/catalogviewer/DETECTORS_Cat_en_16522900_10/blaetterkatalog/index.html?startpage=48#page_1

[6] R. Behrens. Air kerma to $H_p(3)$ conversion coefficients for a new cylinder phantom for photon reference radiation qualities. Radiation Protection Dosimetry 151(3), 2012, 450-455.


# DESIGN OF SECONDARY STANDARD $H_P(3)$ IONISATION CHAMBER USING MONTE CARLO SIMULATIONS


**Sandra ĆEKLIĆ[1], Olivera CIRAJ BJELAC[1], Danijela ARANĐIĆ[1], Jelena STANKOVIĆ PETROVIĆ[1], Predrag BOŽOVIĆ[1], Cristian MIHAILESCU LIVIU[2]**

*1) Vinca institute of nuclear sciences, University of Belgrade, Serbia, csandra@vinca.rs*

*2) Belgian Nuclear Research Centre SCK·CEN, Mol, Belgium*



***ABSTRACT***

*In this paper possible design for secondary standard $H_p(3)$ ionisation chamber was investigated using Monte Carlo simulations. The simulations were performed for spherical ionization chamber surrounded by spherical phantom. The goal was to obtain the more constant energy and angular response in wide energy range in order to get optimal geometry. The results shown that the most adequate design for secondary standard $H_p(3)$ was achieved using commercially available TK-30 ionization chamber manufactured by PTW embedded in spherical polymethyl methacrylate (PMMA) phantom with diameter 15 cm. The energy response was within ±10% in range of photon energies from (18 to 1250) keV, while angular response was within ±20% for angle of incidence α from 0° to 90° for energy range (48 to 1250) keV.*

# PROCENA IZLAGANJA RADIOLOŠKOG OSOBLJA U DOMOVIMA ZDRAVLJA

**Jelica KALJEVIĆ[1], Predrag BOŽOVIĆ[1,2], Olivera CIRAJ-BJELAC[1,2]i Jelena STANKOVIĆ PETROVIĆ[1]**

*1) Institut za nuklearne nauke Vinča, Univerzitet u Beograd, Srbija, jkaljevic@vinca.rs*
*2) Elektrotehnički fakultet, Univerzitet u Beogradu, Srbija*

***SADRŽAJ***

*Cilj ovog rada je procena efektivnih doza radiološkog osoblja profesionalno izloženih jonizujućem zračenju u domovima zdravlja u Srbiji. Za procenu doza su primenjene dve metode: (1) merenje ambijentalnog ekvivalenta doze, $H^*(10)$, korišćenjem jonizacione komore; i (2) merenje ličnog ekvivalenta doze, Hp(10), korišćenjem termoluminescentnih dozimetara (TLD). Doze su procenjene za radiologe iz devet domova zdravlja koji rade iz kontrolisane zone zračenja i radiologe iz sedam domova zdravlja koji rade iz nadgledane zone zračenja. Godišnje doze su date za radiologe i radiološke tehničare za period od pet uzastopnih godina (2011-2015). Prosečna procenjena godišnja doza ne prelazi 12 mSv, na osnovu merenja $H^*(10)$, dok je 1,65 mSv maksimalna godišnja doza izmerena TLD metodom. Dobijeni rezultati pokazuju da doze osoblja ne prelaze zakonski predviđenu granicu godišnje doze od 20 mSv.*

## 1. UVOD

Domovi zdravlja su najbronije zdravstvene ustanove na primarnom nivou u sistemu zdravstvene zaštite stanovništva. U Srbiji ima 158 Domova zdravlja koji se razlikuju po veličini i obimu posla [1]. Na odeljenjima radiologije u Domovima zdravlja najučestalije se koriste rendgen aparati: i) za potrebe snimanja pluća, abdomena, ekstremiteta, itd; ii) za prosvetljavanje kod procedura kao što su pregledi gastrointestinalnog trakta i urinarnog trakta iiii) mamografiju i to kao dijganostička i skrining metoda. U većini domova zdravlja koriste se i rendgen-aparati za stomatološku radiologiju. U ovim radiološkim procedurama koristi se x-zračenje nazivnih napona 25-150 kV.

Radiološko osoblje za vreme procedure može da se nađe u kontrolisanoj i nadgledanoj zoni. U kontrolisanoj zoni osoblje može biti izloženo direktnom ili rasejanom x-zračenju dok u nadgledanoj zoni osoblje može biti izloženo samo rasejanom x-zračenju, koje je dodatno oslabljeno zaštitnim barijerama koje okružuju rendgen-aparat.

Prema navedenom, radiološko osoblje jeste profesionalno izloženo spoljašnjem jonizujućem zračenju i obavezan je monitoring inidivdualnog izlaganja. Za procenu efektivne doze osoblja mogu da se koriste dve metode: merenje ambijentalnog ekvivalenta doze $H^*(10)$ na radnom mestu, i merenje ličnog ekvivalenta doze, $H$p(10) [2].

Prema [2] merenje ambijetalnog ekvivalenta doze obavlja se makar jednom godišnje, i nakon značajnijih intervencija na rendgen-aparatu. Za merenje $H^*(10)$ se koristi jonizaciona komora ili drugi adekvatan i etaloniran prenosni monitor zračenja.

U okviru lične dozimetrijske kontrole procenjuje se $H$p(10) odgovarajućim pasivnim dozimetrima. Lična kontrola predstavlja deo sistema zaštite lica profesionalno izloženih spoljašnjem fotonskom zračenju. Dozimetri s očitavaju jednom u mesec dana za katergoriju A profesionalno izloženih lica i jednom u tri meseca za ketegoriju B profesi-

onslno izloženih lica [2]. Ovlašćeni dozimetrijski servisi u Srbiji koriste termoluminescentne dozimetreza telo, radi procene ličnog ekvivalenta doze *H*p(10).
U ovom radu su dati rezultati godišnje kontrole ambijentalne doze na radnom mestu, i lične dozimetrijske kontrole radiološkog osoblja. Rezultati su prikazani za pet uzastopnih godina (*2011-2015*).

## 2. MATERIJAL I METODE

Procena izlaganja profesionalno izloženih lica je izvršena korišćenjem dve metode: merenjem ambijentalne doze $H^*(10)$ i merenjem ličnog ekvivalenta doze za telo *H*p(10).

**Merenje ambijentalnog ekvivalenta doze**
Ambijentalni ekvivalent doze je operativna dozimetrijska veličina koja se koristi za dozimetrijsku karakterizaciju polja zračenja u okolini izvora. Ova veličina se meri u okviru kontrole profesionalnih izlaganja i na osnovu tih merenja moguće je proceniti dozu za profesionalno izložena lica.
Za merenje dozimetrijske veličine *H**(10) korišćen je prenosni dozimetar koji sadrži jonizacionu komoru pod pritiskom Victoreen 451P (Fluke Biomedical, USA). Ovaj dozimetar je etaloniran u jedinicama ambijentalnog ekvivalenta doze $H^*(10)$. Merenja su obavljena u režimu snimanja i prosvetljavanja uz primenu vodenog fantoma dimenzija 20 x 20 x15 $cm^3$. Kod mamografskih procedura korišćeni fantom je debljine 4,5 cm od polimetilmetakrilata. Jačina ambijentalnog ekvivalenta doze za vreme trajanja procedure je merena na rastojanju koje odgovara poziciji glave, grudi, gonada i ruku lica koja upravljaju rendgen–aparatima. Procena doze je izvršena na osnovu rezultata merenja jačine ambijentalnog ekvivalenta doze po proceduri i radnog opterećenja u datoj ustanovi. Podaci o radnom opterećenju su dobijeni od samog osoblja. Procena doze dobijena na ovakav način odnosi se na radno mesto. U slučaju da na istom radnom mestu radi više operatera, ukupna doze je podeljenja sa brojem izvršilaca. Prilikom ove procene nije uzeto u obzir umanjenje doze usled upotrebe ličnih i kolektivnih zaštitnih sredstava.

**Merenje ličnog ekvivalenta doze**
U Laboratoriji "Zaštita" za merenje ličnog ekvivalenta doze za celo telo, *H*p(10), koristi se merni sistem koga čine: komercijalni dozimetri, TLD -100 (LiF:Mg,Ti ) (Harshaw, USA), čitač dozimetara "Harshaw Model 6600 PLUS Automated TLD Reader" (Harshaw, USA), program WinREMS (Harshaw, USA) i program TL dozimetrija. Sva merenje su izvršena na automatskom TLD čitaču koji se sastoji od programabilnog sistema baziranog na brzom zagrevanju gasa (azota), i sistema fotomultiplikatora koji mere intenzitet termoluminescentne svetlosti [3]. Program WinREMS (Windows based Radiation Evaluation and Management System) omogućava kontrolu merenja i izračunava ekvivalent doze prema (1):

$$D = \frac{Q \cdot ECC}{RCF} \tag{1}$$

gde je: *D* - izmereni ekvivalent doze u smislu *H*p(10), *Q*- naelektrisanje na izlazu fotomultiplikatora, *ECC* - koeficijent kalibracije svakog pojedinačnog dozimetra, *RCF* - koeficijent kalibracije čitača.

Koeficijenti *ECC* i *RCF* se dobijaju pomoću tri automatske kalibracione procedure programa WinREMS: i) izbor kalibracionih dozimetara, ii) kalibracija čitača i iii) kalibracija dozimetara. Za izračunavanje *RCF* koeficijenta, kalibracioni dozimetri se na odgovarajućem fantomu zrače u dozimetrijskoj laboratoriji sa sekundarnim standardom (SSDL) prema standardu ISO 4037 na referentnom radioaktivnom izvoru $^{137}$Cs [4, 5, 6]. Za određivanje *ECC*, koristi se iradijator u samom čitaču i program WinREMS. Konačan rezultat svih kalibracionih procedura je dozimetar spreman za korisnika.
Program TL dozimetrija povezuje rezultate merenja iz programa „WinREMS“ sa bazom ličnih podataka kontrolisanih lica (ime, prezime, JMBG).
Korisnik nosi dozimetar tri meseca, nakon čega se dozimetar očitavana u TLD čitaču. Zbir svih očitavanja u toku jedne godine za datog korisnika predstavlja procenjenu godišnju efektivnu dozu.

## 3. REZULTATI

Rezultati lične dozimetrijske kontrole su dati za devet Domova zdravlja (DZ1-DZ9) i to za pet uzastopnih godina za radno mesto radiologa koji rade iz kontrolisane zone i radno mesto radiologa koji rade iz nadgledane zone zračenja.
U tabeli 1 je dat broj zaposlenih radiologa u posmatranim Domovima zdravlja. Tabela 2 prikazuje srednje efektivne godišnje doze za određeno radno mesto i za određen Dom zdravlja, procenjene metodom merenja ambijentalne doze.

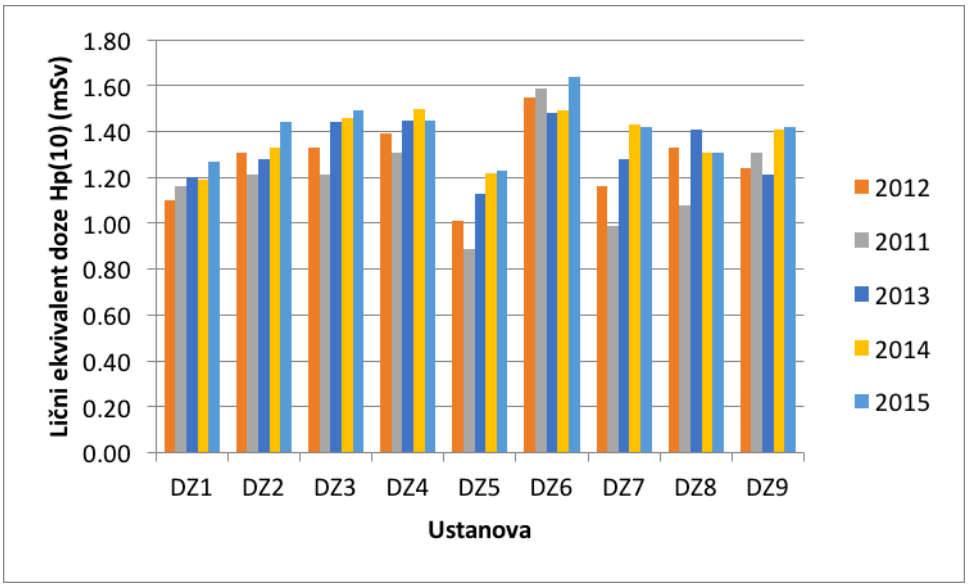
**Tabela 1. Broj radiologa koji rade u kontrolisanoj zoni u posmatranim domovima zdravlja**

| **Kontrolisana zona zračenja** | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Ustanova** | **DZ1** | **DZ2** | **DZ3** | **DZ4** | **DZ5** | **DZ6** | **DZ7** | **DZ8** | **DZ9** |
| DRA[#] | 1 | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 2 |
| **Nadgledana zona zračenja** | | | | | | | | | |
| **Ustanova** | **DZ1** | **DZ2** | **DZ3** | **DZ4** | **DZ5** | **DZ6** | **DZ7** | | |
| DRA[#] | 2 | 1 | 1 | 1 | 2 | 1 | 1 | | |

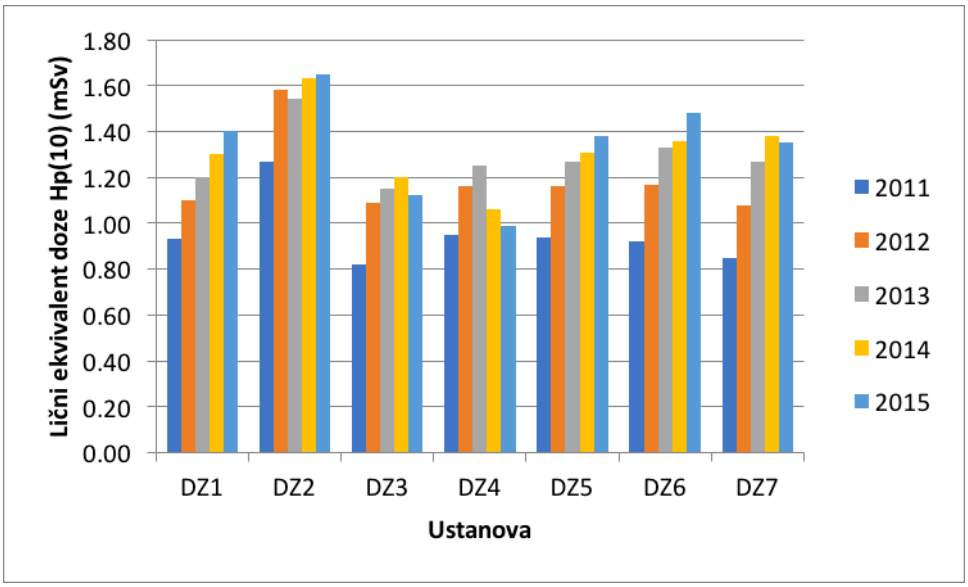
**Tabela 2. Procenjene godišnje efektivne doze radiologa metodom merenja *H*(10)***

| **Kontrolisana zona zračenja** | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Ustanova** | **DZ1** | **DZ2** | **DZ3** | **DZ4** | **DZ5** | **DZ6** | **DZ7** | **DZ8** | **DZ9** |
| $E_{KON}$ [μSv] | 0,1 | 11 | 3,6 | 0,1 | 54 | 24 | 0,1 | 1,3 | 14 |
| **Nadgledana zona zračenja** | | | | | | | | | |
| **Ustanova** | **DZ1** | **DZ2** | **DZ3** | **DZ4** | **DZ5** | **DZ6** | **DZ7** | | |
| $E_{NAD}$ [μSv] | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | | |

Na slikama 1 i 2 dati su rezultati srednjih efektivnih godišnjih doza za posmatrano radno mesto i za datu godinu.




**Slika 1. Srednje godišnje efektivne doze za radiologe koji rade iz kontrolisane zone u domovima zdravlja (metoda merenja *Hp(10))***




**Slika 2. Srednje godišnje efektivne doze za radiologe koji rade iz nadgledane zone u domovima zdravlja (metoda merenja *Hp(10))***

## 4. DISKUSIJA

Rezultati pokazuju da su srednje efektivne doze procenjene dvema metodama, manje od zakonski propisane granice od 20 mSv/god. Maksimalne procenje vrednosti efektivne doze prema metodi merenja *H*(10)* iznose 54 mSv i 0,1 mSv, respektivno za radno mesto radiologa iz kontrolisane i nadgledane zone zračenja. Ove maksimalne vrednosti se razlikuju od procenjenih maksimalnih efektivnih doza prema metodi merenja *Hp(10)*, koje iznose 1,64 mSv i 1,65 mSv za oba radna mesta.

Razlika koja se javlja u rezultatima ove dve metode može biti objašnjena time što:

1) u metodi merenja H*(10) rezultat procene efektivne doze zavisi od informacija koje daje osoblje i koje u datom ternutku ne mogu biti proverene; ova metoda ne uzima u

obzir atenuaciju usled upotrebe zaštitnih sredstava koja se u manjoj ili većoj meri koriste rutinski; takođe, ova metoda ne prepoznaje neravnomernost u raspodeli radnog opterećenja među operaterima;
2) korisnik može da ne nosi redovno lični TLD, tako da TLD pokazuje dozu manju nego što je korisnik dozimetra primio.

## 5. ZAKLJUČAK

Lica profesionalno izložena spoljašnjem zračenju u Domovima zdravlja rade sa generatorima rendgenskog zračenja. Procena efektivne godišnje doze može se izvršiti primenom dve metode. Prvi metod se sastoji od merenja ambijentalnog ekvivalenta doze, a drugi od merenja ličnog ekvivalenta doze. Rezultati u ovom radu pokazuju da ova dva metoda daju različite rezulate, ali oba pokazuju da su doze radiološkog osoblja manje od zakonske granice za profesionalno izlaganje jonizujućem zračenju.

## 6. ZAHVALNICA

Ovaj rad je podržan od strane Ministarstva prosvete, nauke i tehnološkog razvoja kroz projekat broj III43009.

## 7. LITERATURA

[1] Zdravstveno-statistički godišnjak republike Srbije 2013. – Beograd (DrSubotića5), Institut za javno zdravlje *Srbije „DrMilanJovanovićBatut*", (2013), ISSN 2217-3714 (Online).
[2] Pravilnik o granicama izlaganja jonizujućim zračenjima i merenjima radi procene nivoa izlaganja jonizujućim zračenjima. *Sl. glasnik RS*, 86 (2011).
[3] Model 6600 PLUS Automated TLD Reader with WinREMSTM, *Thermo Electron Co.*, Oakwood Village, OH(2006).
[4] X and gamma reference radiation for calibrating dosemeters and dose rate meters and for determining their response as a function of energy, ISO 4037-1, (1996).
[5] X and gamma reference radiation for calibrating dosemeters and dose rate meters and for determining their response as a function of energy, ISO 4037-2, (1997).
[6] X and gamma reference radiation for calibrating dosemeters and dose rate meters and for determining their response as a function of energy,ISO 4037-2, (1999).

# RADIOLOGY STAFF DOSE ASSESMENT IN PRIMARY HEALTH CENTERS

**Jelica KALJEVIĆ[1], Predrag BOŽOVIĆ[1,2], Olivera CIRAJ-BJELAC[1,2] and Jelena STANKOVIĆ PETROVIĆ[1]**

1) *Vinca Institute of Nuclear Science, University of Belgrade,Belgrade, Serbia, jkaljevic@vinca.rs*
2) *School of Electrical Engineering,University of Belgrade,Belgrade, Serbia*

***ABSTRACT***

*The aim of this study is to estimate the effective doses to workers occupationally exposed to ionizing radiation in small health centers in Serbia. To assess doses two methods were applied: (1) the measurement of the ambient equivalent dose, H*(10) using ionization chambers routinely utilized during workplace monitoring; and (2) the measurement of the personal equivalent dose, Hp(10), using thermoluminescent dosemeters routinely utilized during individual monitoring. Doses were estimated for radiologist working from controlled and supervised area. Annual doses are given for for a period of five consecutive years (2011-2015). The average annual dose does not exceed 12 mSv assessed by the workplace monitoring method, or 1.65 mSv measured by the individual monitoringmethod. The results show that estimated doses arewell below annual dose limits of 20 mSv for the occupational exposure.*

# MERENJE AMBIJENTALNOG EKVIVALENTA DOZE PASIVNIM DOZIMETRIMA PRILIKOM IZVOĐENJA HBRN OBUKE

**Jelena STANKOVIĆ PETROVIĆ, Gordana PANTELIĆ, Đorđe LAZAREVIĆ i Jelica KALJEVIĆ**

*Univerzitet u Beogradu, Institut za nuklearne nauke „Vinča", Beograd, Srbija, jelena.stankovic@vinca.rs*

***SADRŽAJ***

*Za potrebe obuke lica za delovanje u slučaju hemijskih, bioloških, radioloških i nuklearnih akcidenata (HBRN) uspostavljena je platforma u okviru Instituta za nuklearne nauke Vinča (INNV). Na samoj platformi se između ostalih izvode praktična uvežbavanja: lociranja radioaktivnog izvora, obezbeđivanja izvora i različitih scenarija dekontaminacije. Jedna od nadležnosti Laboratorije za zaštitu od zračenja i zaštitu životne sredine (Zaštita) je da primeni odgvarajuće mere radi kontrolisanog izlaganja jonizujućem zračenju pojedinaca na platformi kao i radnika INNV. U ovom radu su prikazani rezultati merenja ambijentalnog ekvivalenta doze, H*(10) pomoću termoluminiscentnih dozimetara (TLD) koji su postavljeni u cilju monitoringa okoline tokom HBRN vežbe koja je izvedena u aprilu 2017. Merenja su vršena postavljanjem TLD na 22 lokacije na samoj platformi i van nje u trajanju od 14 dana. Izmerena srednja vrednost H*(10) iznosi 34 μSv za posmatrani period što pokazuje da nije došlo do značajnog povećanja ambijentalne ekvivalentne doze u odnosu na osnovni nivo prirodnog zračenja.*

## 1. UVOD

Saniranje posledica vanrednih situacija koje su posledica hemijskog, biološkog, radiološkog, nuklearnog delovanja i eksplozija (HBRN ili HBRNe) se često razmatra zajedno [1]. Posledice ovakvih situacija, bilo da je reč o terorističkom aktu ili nesreći, mogu zahvatiti veću grupu ljudi i to za vrlo kratko vreme. Profesionalno osoblje sa zadatkom da sanira situaciju ili pomogne žrtvama (hitna pomoć, vatrogasci, policija, vojska i sl.) pored redovnih dužnosti potrebno je da prepozna štetne agense i da izvrši kompleksne zadatke u kontaminiranoj sredini. Publikovana su zapažanja da veći deo intervnentnih jedinica nema adekvatan trening kada je u pitanju pripravnost i odgovor na radiološki tj. nuklearni akcident [2].

U INNV je 2016. godine uspostavljena platforma koja je upravo predviđena za osposobljavanje profesionalaca za delovanje na HBRN opasnosti. U aprilu 2017. organizovana je sopstvena obuka Austrijske vojske uz logističku podršku laboratorije "Zaštita". HBRN obuka koja je bila organizovana na platformi, kao i u prostorijama laboratorije „Zaštita" u INNV je obuhvatila primenu sledećih otvorenih izvora jonizujućeg zračenja: $^{99m}$Tc, $^{131}$I, $^{90}$Y; i zatvorenih: $^{137}$Cs, $^{60}$Co, $^{241}$Am, $^{90}$Sr, $^{232}$Th i DU. Vežbe koje su uključivale ove izvore izvođene su u strogo kontorlisanim uslovima i bile su prilagođene polaznicima i njihovim nadležnostima, i to: lociranje izvora i njegovo obezbeđivanje, dekontaminacija ljudi i vozila.

Laboratorija „Zaštita", grupa za TL dozimetriju je za vreme obuke vršila monitoring učesnika, u vidu merenja *H*p(10), i okoline, u vidu merenja *H**(10), radi bezbednosti samih učesnika kao i radnika INNV. U ovom radu su prikazani rezultati monitoringa okoline, oko i na platformi.

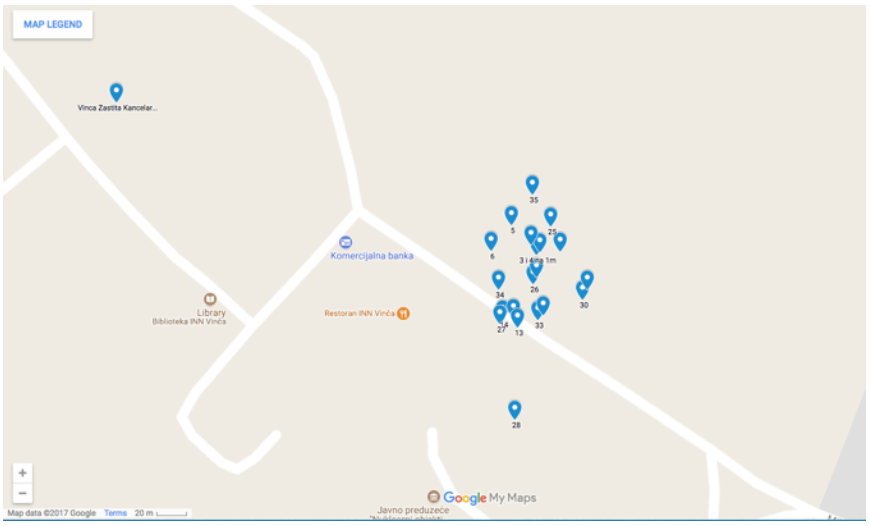
## 2. MATERIJALI I METOD

Grupa za TL dozimetriju Laboratorije „Zaštita" koristi dozimetre koje proizvodi *Harshaw* i koji se sastoje od dva termoluminiscentna (TL) detektora baziranim na 7-LiF:Mg,Cu,P (TLD-700H$^{TM}$), i namenjenih za monitoring gama i beta zračenja u prirodnom okruženju, a u skladu sa odgovarajućim Pravilnikom [3]. TLD čitač je „*Harshaw Model 6600 PLUS Automated TLD Reader*" (*Thermofisher Scientific*, SAD). Kalibracioni faktor čitača za merenje ambijentalnog ekvivalenta doze, $H^*(10)$ je određen u $^{137}Cs$ u skladu sa odgovarajućim Standardom [4]. Ozračivanje radi kalibracije je izvršeno u laboratoriji „Zaštita" koja poseduje sekundarni standard za merenje kerme u vazduhu čime je obezbezbeđena sledljivost do nacionalnog etalona [5].
Dozimetri su pre korišćenja dva puta podvrgnuti proceduri poništavanja sadržaja, na temperaturi od 250°C.
Tako pripremljeni dozimetri su na platformi bili postavljeni na 1 m visine od tla, zaštićeni plastičnim kutijama i/ili kesicama, kao što je prikazano na slici 1.



**Slika 1. Različiti načini postavljanja TLD na platformi i van nje sa plastičnim zaštitama**

Pozicije na kojima su postavljeni TLD su sledeće: 8 pozicija u centru platforme i 11 na ogradi platforme tako da je pokrivena sa svih strana, sa povećanim brojem dozimetara na strani ka institutskom putu, i 3 pozicije van platforme, a blizu ulaza na platformu.




**Slika 2. Lokacija postavljenih TLD-a**

Akvizicija signala dozimetra je vršena pomoću temperaturnog profila koji podrazumeva inkrementaciju temperature brzinom 15°C/s do maksimalnih 250°C. Ukupno vreme čitanja jednog dozimetra je približno 23 s.

## 4. REZULTATI I DISKUSIJA

U tabeli 1. su prikazani identifikacioni brojevi dozimetara, položaj na platformi i van nje i rezultati očitavanja dozimetara u smislu ambijentalnog ekvivalenta doze $H^*(10)$. Srednja vrednost merenja sa standardnom devijacijom za 14 dana, kao i minimalne i maksimalne vrednosti su (33,82 ± 4,28) μSv, 26,4 μSv i 40,84 μSv, respektivno. Dobijene srednje jačine ambijentalnog ekvivalenta doze za dati period su 0,101 μSv/h, 0,079 μSv/h i 0,122 μSv/h, respektivno srednja, minimalna i maksimalna vrednost.

**Tabela 1. Rezultati očitavanja TLD za okolinu**

| Redni br. | Dozimetar | Položaj | H*(10)[μSv] |
|---|---|---|---|
| 1 | 100081 | I stub napred/1 | 32,51 |
| 2 | 100253 | I stub nazad/2 | 29,46 |
| 3 | 100030 | II stub gore/3 | 28,98 |
| 4 | 100257 | II stub dole/4 | 28,96 |
| 5 | 100046 | stub/desno nazad/5 | 37,87 |
| 6 | 100256 | stub/sredina nazad/6 | 39,30 |
| 7 | 100084 | stub/levo nazad/9 | 37,4 |
| 8 | 100255 | stub/sredina napred/8 | 28,72 |
| 9 | 100072 | ograda/istok/31 | 26,4 |
| 10 | 100085 | ograda/sever/29 | 34,57 |
| 11 | 100042 | ograda/sever/25 | 38,56 |
| 12 | 100251 | ograda/istok/30 | 33,56 |
| 13 | 100250 | ograda/jug/32 | 38,29 |
| 14 | 100000 | ograda/jug/33 | 37,2 |
| 15 | 100011 | ograda/zapad/35 | 32,34 |
| 16 | 100305 | kod rampe desno/28 | 32,00 |
| 17 | 100026 | drvo/14 | 40,84 |
| 18 | 100022 | ograda/zapad/34 | 32,83 |
| 19 | 100035 | drvo/15 | 38,82 |
| 20 | 100053 | terasa/13 | 35,98 |
| 21 | 100306 | kod rampe levo/27 | 31,22 |
| 22 | 100024 | kod rampe levo/26 | 28,31 |

U poređenju sa javno dostupnim podacima na sajtu Agencije za zaštitu od jonizujućih zračenja i nuklearnu sigurnost Srbije [6], rezultati dobijeni ovim merenjima su u saglasnosti sa zvaničnim vrednostima za lokaciju Vinča ako se u obzir uzme i merna nesigurnost TLD metode za merenje $H^*(10)$ od 36%, (k=2). Ovde prikazana srednja vrednost jačine doze od 0,101 μSv/h je viša od 0,069 μSv/h objavljenih za 2015. na

lokaciji Vinča [7], ali se uzimanjem u obzir merne nesigurnosti merenja, takođe može reći da su ova dva rezultata u saglasnosti. Objavljeni rezultati za duži period merenja, od 1999. do 2009. [8], koji iznose od 0,0972 μSv/h do 0,1538 μSv/h, pokazuju da nije došlo do odstupanja od vrednosti tipičnih za područje Beograda.

## 5. ZAKLJUČAK

U cilju monitoringa okoline tokom sprovođenja HBRN obuke - treninga, postavljeno je 22 TL detektora na platformu konstruisanoj za ovu vrstu treninga u INNV. Merenjima dobijena srednja vrednost $H^*(10)$ od 34 μSv za posmatrani period, tj. 0,101 μSv/h pokazuje da nije došlo do značajnog povećanja ambijentalne ekvivalentne doze u odnosu na onu koja potiče od prirodnog fona jonizujućih zračenja. Ovaj rad je obuhvatio jednu obuku u trajanju od 14 dana u INNV, kao jednu studiju slučaja. Za pouzdanije podatke i relevantne zaključke potrebno je da se obuhvati veći broj obuka različitih timova.

## 6. ZAHVALNICA

Ovaj rad je podržan od strane Ministarstva prosvete, nauke i tehnološkog razvoja Republike Srbije u okviru projekata III43009.

## 7. LITERATURA

[1] A. C.S. Linney, W. G. Kernohan, R. Higginson. The identification of competencies for an NHS response to chemical, biological, radiological, nuclear and explosive (CBRNe) emergencies. *International emergency nursing*, *19*(2), 96-105. 2011.

[2] D. Kollek, M. Welsford, K. Wanger. Chemical, biological, radiological and nuclear preparedness training for emergency medical services providers. *Canadian Journal of Emergency Medicine*, *11*(4), 337-342. 2009.

[3] Pravilnik o utvrđivanju programa sistematskog ispitivanja radioaktivnosti u životnoj sredini. Sl. Glasnik br. 100/10. 2010.

[4] X and gamma reference radiation for calibrating dosemeters and dose-rate meters and for determining their response as a function of photon energy - Part 3: Calibration of area and personal dosemeters and the measurement of their response as a function of energy and angle of incidence. ISO 4037-3. 1999.

[5] J. Stanković, J. Kaljević, F. Vanhavere, M. Živanović, S. Ćeklić, D. Arandić, O. Ciraj-Bjelac. Rezultati interkomparacije servisa za ličnu dozimetriju. *Zbornik radova XXVIII Simpozijum DZZSCG,* 30. sept.-2. okt. 2015, Vršac, 323-327. ISBN 978-86-7306-135-1.

[6] http://www.srbatom.gov.rs/srbatom/zracenje/index.htm (pristup 28.06.2017)

[7] G. Pantelić, J. Kaljević, D. Todorović, J. K. Nikolić, M. Rajačić, J. Stanković Petrović, M. Janković. Concentrations of Radionuclides in Soil and Assessment of the Environmental Gamma Dose. *Book of Abstracts*, V. Terrestrial Radioisotopes in Environment, Veszprém, Hungary, 17-20th May, 2016. ISBN 978-963- 12-5537- 9. DOI 10.18428/TREICEP-2016.

[8] M. Jevremović, N. Lazarević, D. Rajić, A. Nouri, A. Jamhour. Monitoring Background Radiation in Belgrade - Kumodraž Location from 1999 to 2009. *Scientific Technical Review*, *59*(2), 73-77. 2009.

## THE MEASUREMENT OF AMBIENT DOSE EQUIVALENT BY PASSIVE DOSIMETERS METHOD DURING CBRN EXERCISE

**Jelena STANKOVIĆ PETROVIĆ, Gordana PANTELIĆ, Đorđe LAZAREVIĆ i Jelica KALJEVIĆ**

*Vinca Institute of Nuclear Sciences, University of Belgrade, Serbia,*
*jelena.stankovic@vinca.rs*

***ABSTRACT***

*For the purpose of professional responder training in the case of chemical, biological, radiological and nuclear accidents (CBRN), a training platform was established within the Vinca Institute of Nuclear Sciences (INNV). On the platform, among other things, practical exercises are carried out such as: locating radioactive sources, securing sources and various decontamination scenarios. One of the responsibilities of the Department of Radiation and Environmental Protection (Zastita) is to apply specific measures for the controlled exposure to ionizing radiation of individuals on the platform as well as of INNV workers. This paper presents the ambient dose equivalent H*(10), measured using thermoluminescent dosimeters (TLDs) that were set up to monitor the environment during the CBRN exercise in April 2017. The measurements were made by placing the TLD at 22 locations on the platform itself, and out of it for 14 days. The mean H*(10) is 33 μSv for the observed period, which shows that there was no significant increase in the ambient dose relative to the background level.*

# PROVERA APSORBOVANIH DOZA U VODI U RADIOTERAPIJSKIM USTANOVAMA SRBIJE U 2016. GODINI

**Đorđe LAZAREVIĆ[1,2], Miloš ŽIVANOVIĆ[2] i Nikola KRŽANOVIĆ[1,2]**

*1) Univerzitet u Beogradu, Elektrotehnički fakultet, Beograd, Srbija*

*2) Univerzitet u Beogradu, Institut za nuklearne nauke Vinča, Beograd, Srbija, djordje.lazarevic@vinca.rs*

***SADRŽAJ***

*U svrhu ispravne procene apsorbovanih doza za pacijente pri radioterapiji primenom polja gama zračenja (Co-60) kao i visokoenergetskih polja X-zračenja generisanih u linearnim akceleratorima, veći broj radioterapijskih centara iz Srbije je učestvovao u programu IAEA/WHO Postal Dose Quality Audit. Radiofotoluminescentni dozimetri (RPLD) su u okviru ovog programa postavljani u 15 polja X-zračenja različitih energija i jedno polje gama zračenja (Co-60) u različitim ustanovama, radi komparativne procene apsorbovane doze u vodi. Program je sproveden u periodu februar-maj 2016. godine.*

## 1. UVOD

Radi provere tačnosti vrednosti apsorbovane doze isporučene pacijentima tokom radioterapijskih procedura, neophodno je raspodelu doze izvršiti tako da je vrednost doze na položajima zdravog tkiva minimalna, pri čemu je vrednost doze na mestu obolelog tkiva pacijenta dovoljno velika, u skladu sa planom radioterapije, i u zavisnosti od kumulativnih efekata radioterapijskih procedura. Program *IAEA/WHO Postal Dose Quality Audit*, služi kao provera radioterapijskih procedura i svojstava snopova jonizujućeg zračenja u zdravstvenim ustanovama zemalja u razvoju. Program za radioterapijske ustanove u Srbiji se periodično održava na dve godine, pri čemu je učešće u programu besplatno i dobrovoljno, i odnosi se isključivo na teleterapijske snopove zračenja, pri čemu brahiterapija nije obuhvaćena [1].

## 2. MATERIJALI I METODE

U okviru programa interkomparacije organizovanog od strane IAEA/WHO je korišćen novi dozimetrijski sistem koji je zasnovan na efektu radiofotoluminescencije. Ozračivani su stakleni cilindrični radiofotoluminescentni (RPL) dozimetri dužine 12 mm, koji su zamenili termoluminescentne (TL) dozimetre, korišćene u okviru prethodnog programa provere doza u radioterapijskim ustanovama Srbije u 2013. godini [1]. Svaki RPLD ima urezan serijski broj na staklu, koji odgovara serijskom broju kapsule nosača. Aktivna zapremina ovih dozimetara je asimetrična (zbog urezanih serijskih brojeva u staklu), dužine 6 mm. Centar aktivne zapremine dozimetara je obeležen na njihovoj površini, u vidu tačke. Stakleni cilindri se čuvaju u nosećim kapsulama radi zaštite dozimetara od izlaganja nečistoćama aerosola, vlazi u vazduhu kao i Sunčevoj svetlosti i toploti. Kao i u slučaju TL dozimetara korišćenih u okviru prethodnog programa interkomparacije, kapsule TL i RPL dozimetara su vodootporne, pri čemu otvaranjem kapsule, odnosno kvašenjem dozimetara može doći do promena u snimljenom signalu [2].

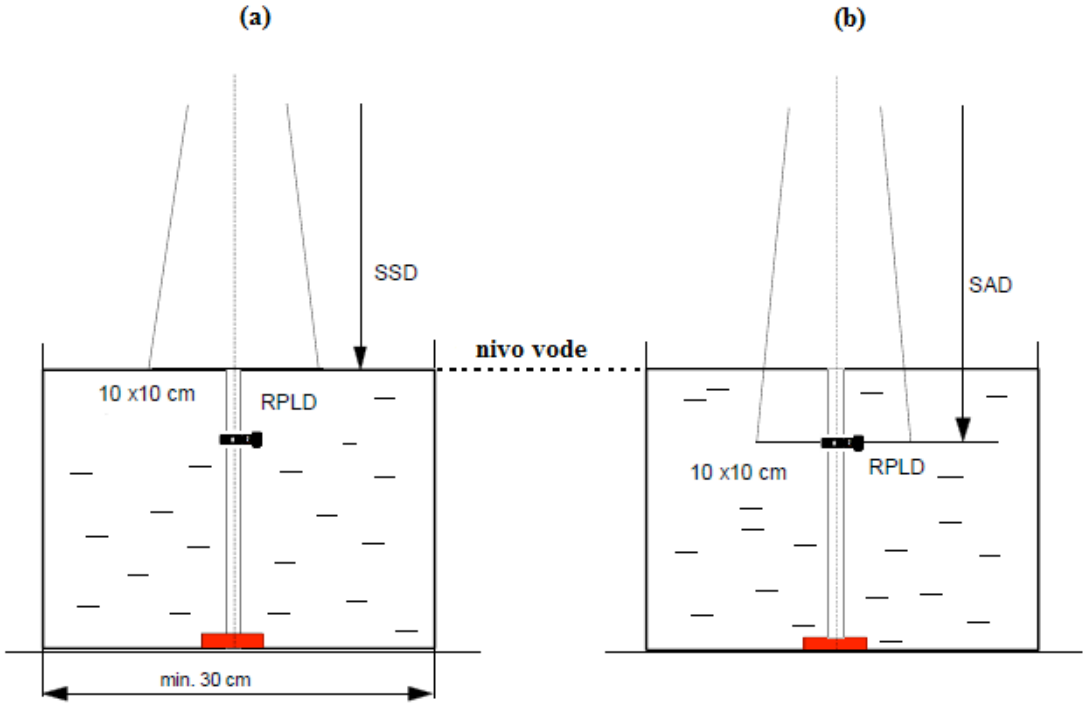
Tokom programa provere apsorbovanih doza u vodi za radioterapijske procedure za veći broj zdravstvenih ustanova Srbije, pored RPL dozimetara ozračivanih u različitim

poljima zračenja zdravstvenih ustanova, korišćeni su i RPL dozimetri tkzv. kontrolne grupe, koji su ozračivani u referentnom polju kvaliteta zračenja S-Co, u dozimetrijskoj laboratoriji IAEA. Referentni RPL dozimetri su ozračivani na vrednost apsorbovane doze od 2 Gy. Poželjno je da se dozimetri koji su ozračivani u poljima zračenja zdravstvenih ustanova vrate u IAEA laboratoriju u periodu od šest nedelja nakon ozračivanja. Ukoliko ozračivanje nije moguće izvesti u zadatom vremenskom prozoru interkomparacije, pojedine zdravstvene ustanove ozračivanja mogu izvršiti i nakon završetka interkomparacije, pri čemu se ovi rezultati evaluiraju individualno, uz ponovno ozračivanje referentnih RPL dozimetara u IAEA dozimetrijskoj laboratoriji [3]. Spisak zdravstvenih ustanova koje su učestvovale u IAEA/WHO programu 2016. godine, kao i polja zračenja koja se koriste u radioterapijskim procedurama u okviru ovih radioterapijskih centara je prikazan u tabeli 1.

**Tabela 1. Spisak učesnika sa kvalitetima zračenja**

| Radioterapijski centar | Generator visokoenergetskog snopa zračenja | Snop zračenja (tip zračenja) |
|---|---|---|
| Klinički centar Kragujevac | Elekta Synergy | 6 MV (X) |
| | Elekta Precise | 6 MV (X) |
| | Elekta Precise | 10 MV (X) |
| Institut za onkologiju Vojvodine | Varian Clinac 600 | 6 MV (X) |
| | Varian Clinac 2100 C | 6 MV (X) |
| | Varian Clinac 2100 C | 15 MV (X) |
| Klinički centar Niš - klinika za onkologiju | Siemens Oncor Impression | 6 MV (X) |
| | Siemens Oncor Impression | 15 MV (X) |
| | Siemens Primus | 18 MV (X) |
| Zdravstveni centar Kladovo | Varian Clinac 600 C | 6 MV (X) |
| | Cobaltron | Co-60 (γ) |
| Vojnomedicinska akademija | Elekta Synergy | 4 MV (X) |
| | Elekta Synergy | 10 MV (X) |
| | Elekta Synergy | 18 MV (X) |
| Institut za onkologiju i radiologiju Srbije | Elekta Synergy Platform | 6 MV (X) |
| | Elekta Synergy Platform | 15 MV (X) |

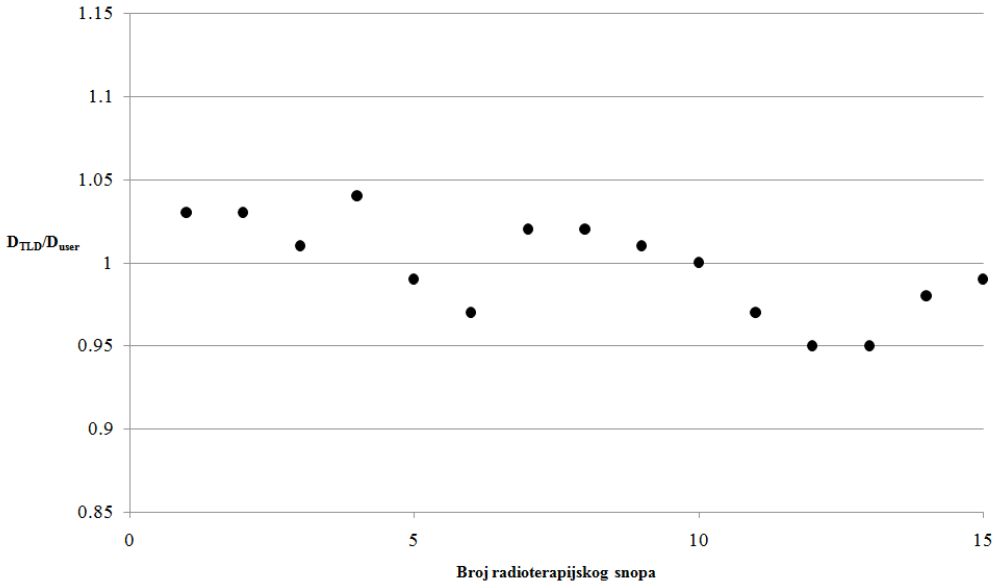
Radiofotoluminescentne dozimetre je neophodno ozračiti tako da je moguće simulirati merenje apsorbovane doze unutar tela pacijenta. Geometrija ozračivanja RPL dozimetara je ista za Co-60 polje gama fotona i megavoltažna polja X-fotona. Dozimetri se postavljaju u standardni fantom ispunjen vodom, na dubini od 10 cm, pri čemu su dimenzije polja 10 cm × 10 cm, dok je rastojanje između izvora i površine (eng. *source-to-surface distance, SSD*) ili rastojanje između izvora zračenja i centralne ose cilindričnog dozimetra (eng. *source-to-axis distance, SAD*), one vrednosti koja se regularno koristi u kliničkim uslovima, tokom radioterapijske procedure (slika 1) [4, 5, 6]. Svi RPL dozimetri isporučeni zdravstvenim ustanovama su ozračeni na vrednost apsorbovane doze u vodi od 2 Gy.




**Slika 1. Dve geometrijske postavke za ozračivanje RPL dozimetara; (a) postavka sa SSD; (b) postavka sa SAD**

## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

Ukoliko su rezultati interkomparacije u okviru granica od 5%, učešće na narednoj interkomparaciji (nakon perioda od dve godine) je preporučeno, radi kontinuirane kontrole kvaliteta. U slučaju da rezultati interkomparacije pojedinih ustanova nisu u okviru prihvatljivih granica odstupanja od referentne kontrolne RPLD grupe, odnosno ukoliko je odstupanje izmerene vrednosti u dozimetrijskoj laboratoriji IAEA i prijavljenoj vrednosti zdravstvene ustanove veće od 5%, tada se toj zdravstvenoj ustanovi isporučuje još jedna grupa dozimetara za ponavljanje procesa ozračivanja. Ukoliko se ni rezultat drugog ozračivanja ne nalazi u okviru 5%, tada je neophodno uzrok ovog odstupanja otkloniti posetom eksperta, pri čemu se preporučuje učešće zdravstvene ustanove u interkomparaciji nakon jedne godine [7]. Uzroci grešaka mogu biti nestabilnost u radu linearnog akceleratora, ili nerazumevanje dozimetrijske procedure.
Na slici 2 su prikazani rezultati interkomparacije iz 2016. godine, pri čemu je redosled zdravstvenih ustanova koje su učestvovale u interkomparaciji slučajan. Odnos apsorbovanih doza u vodi $D_{TLD}/D_{user}$, predstavlja odnos očitane doze u IAEA dozimetrijskoj laboratoriji ($D_{TLD}$) i vrednosti doze ozračivanja RPL dozimetara koju je zdravstvena ustanova prijavila ($D_{user}$). Odnos $D_{TLD}/D_{user}$ daje najveće odstupanje od 5% za dva radioterapijska centra, dok su ostali imali odstupanje manje od 5%. što znači da su svi radioterapijski centri koji su učestvovali u interkomparaciji pokazali zadovoljavajuće rezultate, u skladu sa preporukama međunarodnih standarda.




**Slika 2. Rezultati IAEA/WHO interkomparacije 2016.**

## 4. ZAKLJUČAK

Program *IAEA/WHO postal dose quality audit* je od velikog značaja za kontrolu kvaliteta procene vrednosti apsorbovane doze u vodi pri radioterapijskim procedurama u mnogobrojnim radioterapijskim centrima. Rezultati interkomparacije obavljene tokom 2016. godine pokazuju da su sve vrednosti odstupanja prijavljene doze ozračivanja u zdravstvenim ustanovama i doze izmerene u IAEA laboratoriji u okviru granice od 5%, iz čega se može zaključiti da je kvalitet izvođenja radioterapijskih procedura u skladu sa međunarodnim standardima.

## 5. LITERATURA

[1] Đ. Lazarević, S. Stanković, M. Živanović. Provera doza u radioterapijskim ustanovama Srbije u 2013. godini. *Zbornik radova XXVII simpozijuma DZZ SCG*, 2.10-4.10.2013, 246-250.

[2] J. Izewska. Introducing a new RPLD system for dosimetry audits in radiotherapy. IAEA, Vienna, 2016.

[3] IAEA, Comprehensive audits of radiotherapy practices: a tool for quality improvement. IAEA, Vienna, 2007.

[4] IAEA, Absorbed dose determination in external beam radiotherapy. An international code of practice for dosimetry based on standards of absorbed dose to water. Technical reports series No. 398. IAEA, Vienna, 2000.

[5] IAEA, Absorbed dose determination in photon and electron beams. An international code of practice. Technical Reports Series No. 277. IAEA, Vienna, 1987.

[6] J. Izewska, P. Bera, S. Vanitsky. IAEA/WHO postal dose audit service and high precision measurements for radiotherapy level dosimetry, Radiation Protection Dosimetry, pp. 387-392, 2002.

[7] J. Izewska. Principles of operation of the IAEA/WHO postal dose audit service for radiotherapy centres. IAEA, Vienna, 2016.

# DOSIMETRY AUDIT IN RADIOTHERAPY CENTERS IN SERBIA IN 2016

**Đorđe LAZAREVIĆ[1,2], Miloš ŽIVANOVIĆ[2] i Nikola KRŽANOVIĆ[1,2]**

*1) University of Belgrade, School of Electrical Engineering, Belgrade, Serbia*

*2) University of Belgrade, Institute of Nuclear Sciences Vinča, Belgrade, Serbia, djordje.lazarevic@vinca.rs*

***ABSTRACT***

*In order to accurately assess the absorbed dose delivered to the patients during the radiotherapy procedures, where Co-60 gamma radiation fields and high-energy X-ray radiation fields are employed, many of the radiotherapy centers in Serbia participated in the IAEA/WHO Postal Dose Quality Audit Program. Radio photoluminescent dosimeters were irradiated in 15 different X-ray ionizing radiation fields of various energies, and one gamma-ray radiation field (Co-60) in different radiotherapy centers. The study was performed in the period from February to May 2016.*

# RADIOLOŠKA KARAKTERIZACIJA INDUSTRIJSKOG OBJEKTA – NEKADAŠNJEG POGONA ZA PROIZVODNJU FOSFORNE KISELINE "ELIXIR ZORKA – MINERALNA ĐUBRIVA DOO ŠABAC"

**Nevena ZDJELAREVIĆ[1], Koviljka STANKOVIĆ[2], Luka PERAZIĆ[1], Marija LEKIĆ[1], Nataša LAZAREVIĆ[1] i Milutin JEVREMOVIĆ[1]**

*1) Javno preduzeće „Nuklearni objekti Srbije", Beograd, Srbija, nevena.zdjelarevic@nuklearniobjekti.rs*

*2) Univerzitet u Beogradu, Elektrotehnički fakultet, Beograd, Srbija*

***SADRŽAJ***

*U procesu dobijanja fosforne kiseline, tehnološkim postupkom povećava se prisustvo prirodne radioaktivnosti, stoga nekadašnji pogon za proizvodnju fosforne kiseline predstavlja takozvano „istorijsko zagađenje", i kao takav predstavlja potencijalnu opasnost u smislu nepotrebnog izlaganja zračenju.*

*U okviru poslova dekontaminacije starog pogona izvršena je radiološka karakterizacija postrojenja pre, tokom i nakon postupka dekontaminacije, koja je podrazumevala uklanjanja samo nevezane kontaminacije sa svih površina i predmeta koji se nalaze u postrojenju. Radiološka karakterizacije predstvalja osnov za određivanje adekvatnog načina dekontaminacije, kao i za proveru njene efikasnosti. U radu su prikazani rezultati nivoa radioaktivne kontaminacije površina i merenja jačine ambijentalnog ekvivalenta doze gama zračenja na 15 cm od podloge.*

## 1. UVOD

Nekadašnji pogon za proizvodnju fosforne kiseline prestao je sa radom 1990. godine. Kako pogon predstavlja takozvano „istorijsko zagađenje", on podleže posebnim merama zaštite od zračenja. Pre konačne dekontaminacije ovog objekta bilo je potrebno izvršiti radiološku karakterizaciju samog objekta i ukloniti svu nevezanu kontaminaciju, što je bio posao Javnog preduzeća „Nuklearni objekti Srbije".

Industrijske delatnosti u kojima se kao sirovina koriste rude uranijuma i torijuma klasifikuje se kao delatnosti primene NORM materijala (eng. Naturally Occuring Radioactive Materials). Kada se tehnološkim postupcima poveća koncentracija NORM materijala dobijaju se TENORM materijali (eng. Technologically–Enhanced Naturally Occuring Radioactive Materials) i ovakvi postupci podležu regulatornoj kontroli u oblasti zaštite od zračenja i zaštiti životne sredine [1-3].

U pogonu za proizvodnju fosforne kiseline koja se nalazila u sastavu Hemisjke industrije Zorka Šabac, je na bazi DOR-Oliver postupka sa singl–reaktorskim postro-jenjem, kao sirovina korišćena marokanska fosfatna ruda Kiburg–1. U tehnološkom procesu dobijanja fosforne kiseline „mokrim" dihidatnim postupkom, kao sporedni produkt, dobija se, u vidu gipsane suspenzije, nerastvoreni kalcijum sulfat, tj fosfogips. Zahvaljujući svojoj konzistentnosti, fosfogips se lako uklanja filtriranjem iz sistema cevovoda. Međutim, ako se ne vrši redovno čišćenje, u zatvorenom sistemu, dolazi do taloženja fosfogipsa u unutrašnjosti sistema cevovoda. Pošto hemijski element kalcijum i radijum grade slične hemijske veze, vezivanjem kalcijuma, istovremeno dolazi i do vezivanja alternativnog elementa, radijuma, u ovom slučaju izotopa Ra-226. Na ovaj

način stvorena je kontaminacija sistema za proizvodnju fosforne kiseline u pogonu Hemijske industrije Zorka Šabac.
Pogon za proizvodju fosforne kiseline tokom svog rada nije bio pod regulatornom kontrolom, jer za industrijske primene NORM materijala, u to vreme, u SFR Jugoslaviji nisu postojali propisi u oblasti zaštite od zračenja. Radioaktivni materijal iz zatvorenog sistema cevovoda je u proteklih 27 godina, pre svega zbog propadanja gradivnih elemenata postrojenja sa vremenom, i narušavanja zatvorenog sistema, disperzijom dospela u pojedine delove objekata, čime je došlo do kontaminacije lokaliteta, koja sada predstavlja posledicu industrijskih delatnosti iz prošlosti, te se ovaj slučaj mora tretirati posebnim merama, odnosno interventnim merama zaštite od zračenja.
Nekadašnji pogon za proizvodnju fosforne kiseline Hemijske industrije Zorka nalazi se unutar fabričkog kompleksa „Elixir Zorka-mineralna đubriva doo Šabac". Na slici 1 prikazan je satelitski snimak pogona i fizičko stanje objekta pogona. Kao što se vidi na slici 1b), objekat je u ruiniranom stanju, pre svega zbog propadanja gradivnih elemenata postrojenja u proteklih 27 godina.

a)  b) 

**Slika 1. a) Satelitski snimak pogona za proizvodnju fosforne kiseline Hemijske industrije Zorka, b) fizičko stanje objekta nekadašnjeg pogona**

Objekat se sastoji iz tri etaže, prizemlja, prvog i drugog sprata, pri čemu postoje dve galerije, manja između prvog i drugog sprata i veća iznad drugog sprata.

## 2. METODE MERENJA

Preliminarna dozimetrijska merenja su vršena u februaru 2016. godine scintilacionim detektorom i spektrometrom, proizvođača Thermo Scientific, model RIIDEye M-GN od strane Elektrotehničkog fakulteta u Beogradu, dok su naknadna merenja ambijentalnog ekvivalenta doze i površinske kontaminacije vršena u periodu od jula–avgusta 2016. godine prenosnim uređajem, proizvođača Canberra, model Radiagem 2000 sa scintilacionom sondom SG-2R, sondama SABG–15 i SAB–100 od strane Javnog preduzeća „Nuklearni objekti Srbije". Za merenje prenosne površinske kontaminacije korićena je indirektna metoda merenja, korišćenjem vlažnog brisa, pri čemu je uzeto da je faktor prenosa kontaminacije na bris iznosila 10% [4], dok je za merenje vezane površinske kontaminacije korišćena direktna metoda merenja prema standardu [4,5].
Radiološka karakterizacija industrijskog objekta rađena je u dve faze: prva faza je podrazumevala radiološku pretragu merenjem jačine ambijentalnog ekvivalenta doze 15 cm od podloge na svakom spratu objekta i detektovanje eventualnih vrućih tačaka, dok je druga faza podrazumevala merenje radioaktivne kontaminacije površina. Radiološka

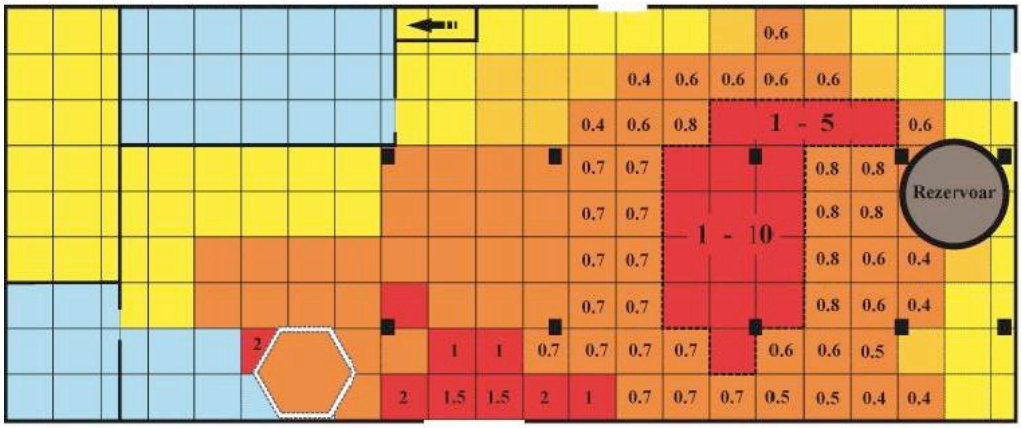
karakterizacija spratova objekta rađena je na kraju svake etape dekontaminacije kako bi se ustanovila efikasnost primenjene metode dekontaminacije i procenilo da li se treba nastaviti sa postupkom. U radu su prikazani samo rezultati prelimenarne radiološke karakterizacije i krajnje radiološke karakterizacije nakon završenih svih poslova na objektu.

Minimalna detektabilna aktivnost (MDA) za merenje alfa kontaminacije iznosila je 0,012 Bq/cm$^2$, dok je za merenje beta/gama kontaminacije iznosila 0,15 Bq/cm$^2$.

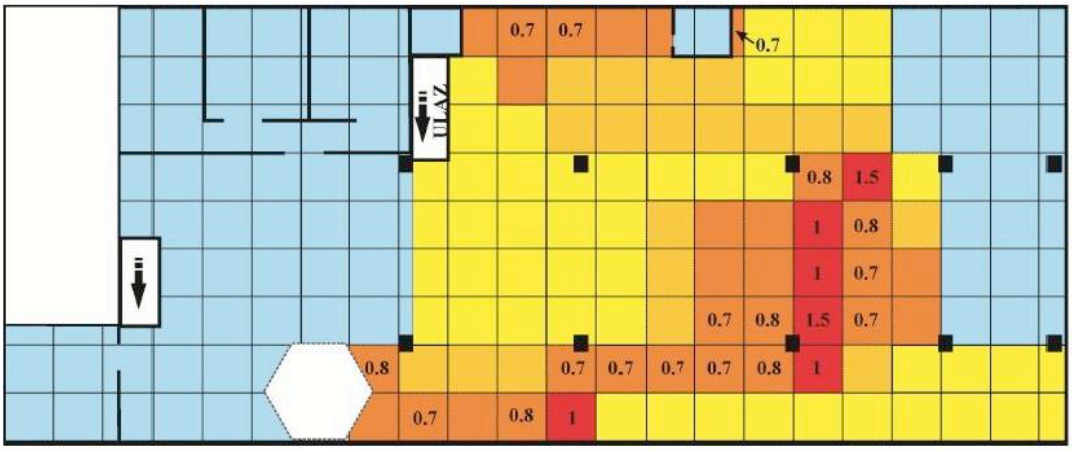
Merna nesigurnost prilikom merenja jačine ambijentalnog ekvivalenta doze iznosila je 20%, dok je za merenje specifične površinske aktivnosti radionuklida (alfa i beta/gama) iznosila 32%, odnosno 34%. Merna nesigurnost je izražena kao kombinovana i proširena merna nesigurnost za faktor proširenja k=2 (95% poverenja).

## 3. REZULTATI

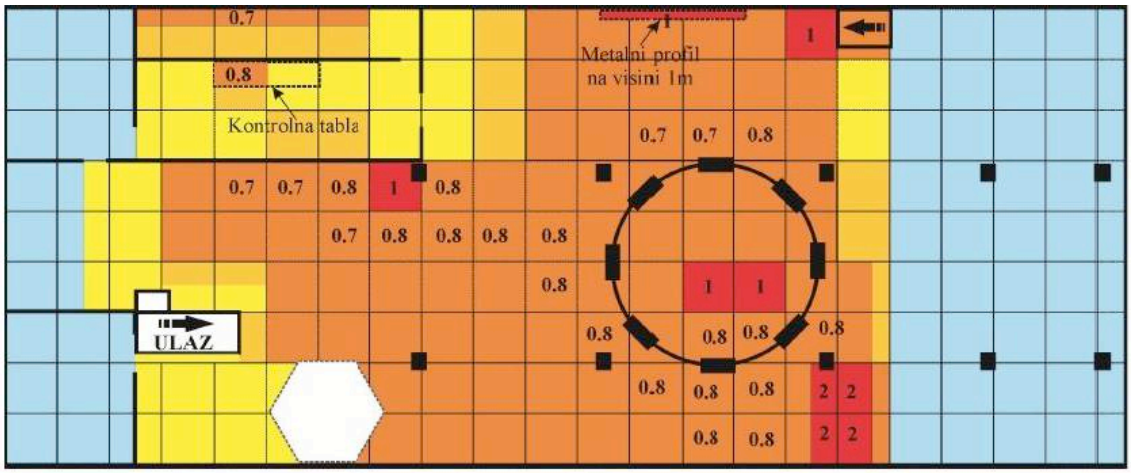
Rezultati preliminarnih dozimetrijskih merenja su prikazani na slikama 2–4. Vrednosti ambijentalnog ekvivalenta doze izraženi su u jedinicama μSv/h. Svaka etaža je podeljena u sektore površina 2 m × 2 m. Na slikama od 2–4, polja obojena žutom i svetlo narandžastom bojom predstavljaju mesta na kojima je jačina ambijentalnog ekvivalenta doze bila u opsegu (0,16–0,3) μSv/h i (0,3–0,4 μSv/h), respektivno.




**Slika 2. Vrednost ambijentalnog ekvivalenta doze na visini od 15 cm od podloge u prizemlju objekta**

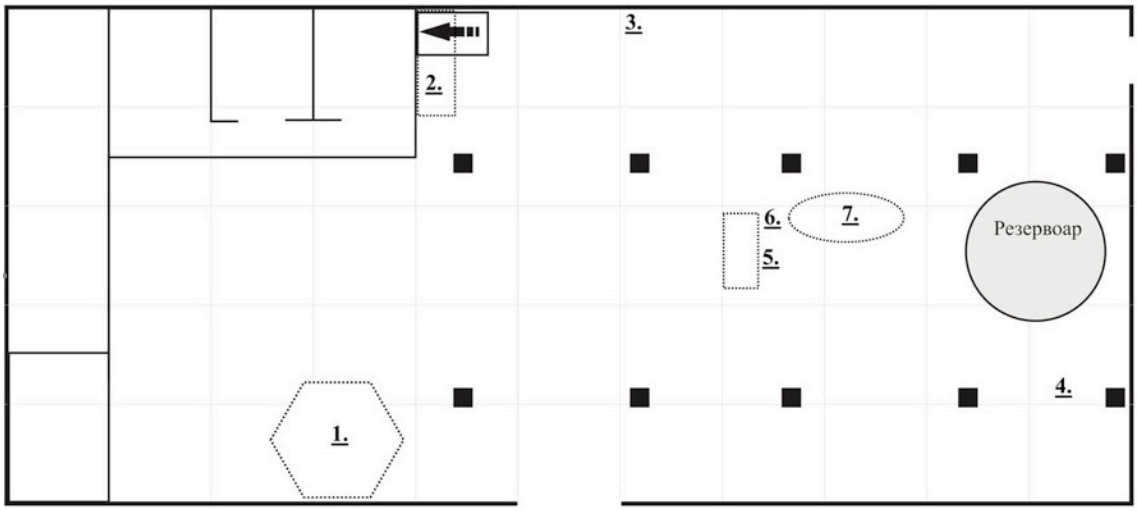



**Slika 3. Vrednost ambijentalnog ekvivalenta doze na visini od 15 cm od podloge na prvom spratu objekta**




**Slika 4. Vrednost ambijentalnog ekvivalenta doze na visini od 15 cm od podloge na drugom spratu objekta**

Kao što se može videti na slikama 2–4, na sva tri nivoa postrojenja je zabeležena jačina ambijentalnog ekvivalenta doze koja je veća od prirodne varijacije fona za tu lokaciju od (0,16 ± 0,03) μSv/h.
Rezultati radiološke karakterizacije objekta nakon izvršene dekontaminacije, odnosno uklanjanja nevezane kontaminacije, prikazani su na slikama 4-7 i u tabelama 1–3. Na slikama su označene lokacije na kojima je ustanovljeno prisustvo vezane površinske kontaminacije i/ili jačine ambijentalnog ekvivalenta doze iznad propisanih granica [6].



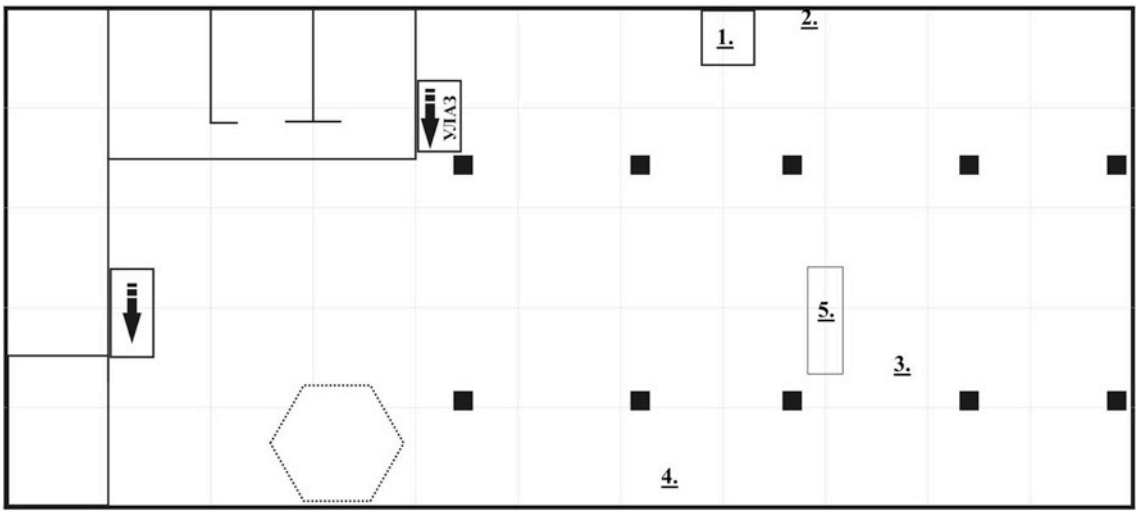

**Slika 5. Prikaz prizemlja objekta sa označenim lokacijama koje imaju nivo vezane površinske kontaminacije i jačinu ambijentalnog ekvivalenta doze iznad propisanih granica [6]**

Kao što se vidi na slici 5. u prizemlju objekta ustanovljeno je 7 lokacija na kojima je radiološkom karakterizacijom utvrđena povećana jačina ambijentalnog ekvivalenta doze i/ili povrinske kontaminacije. Dobijene vrednosti radiološke karakterizacije izložene su u tabeli 1.

**Tabela 1. Rezultati merenja jačine ambijentalnog ekvivalenta doze u alfa i beta/gama površinske kontaminacije (vezane) za lokacije sa slike 5**

| R.broj | Jačina ambijentalnog ekvivalenta doze na visini 15 cm od podloge [μSv/h] | α površinska kontaminacija (vezana) [Bq/cm$^2$] | βγ površinska kontaminacija (vezana) [Bq/cm$^2$] |
|---|---|---|---|
| **1.** | 0,9 | < MDA | 3,50-13,30 |
| **2.** | 1,0 | < MDA | 3,26 |
| **3.** | 0,8 | 0,14 | 13,95 |
| **4.*** | 2,6 | < MDA | 29,3 |
| **5.** | 1,2 | < MDA | 4,65 |
| **6.** | 3,5 | < MDA | 1,86 |
| **7.*** | 0,7 | 1,55 | 6,04 |

U okolini tačkaka br. 7 i br. 4 u prizemlju objekta ustanovljena je prenosna kontaminacija (βγ) koja iznosi 1,44 Bq/cm$^2$, odnosno 1,51 Bq/cm$^2$, respektivno. U svim ostalim tačkama u prizemlju zgrade nije ustanovljeno prisustvo prenosne kontaminacije.
Na prvom spratu objekta (slika 6) pronađeno je 5 tačaka na kojima je jačina ambijentalnog ekvivalenta doze iznad prirodnih varijacija fona i na kojima je vezana βγ površinska kontaminacija iznad propisanih granica za životnu sredinu [6].

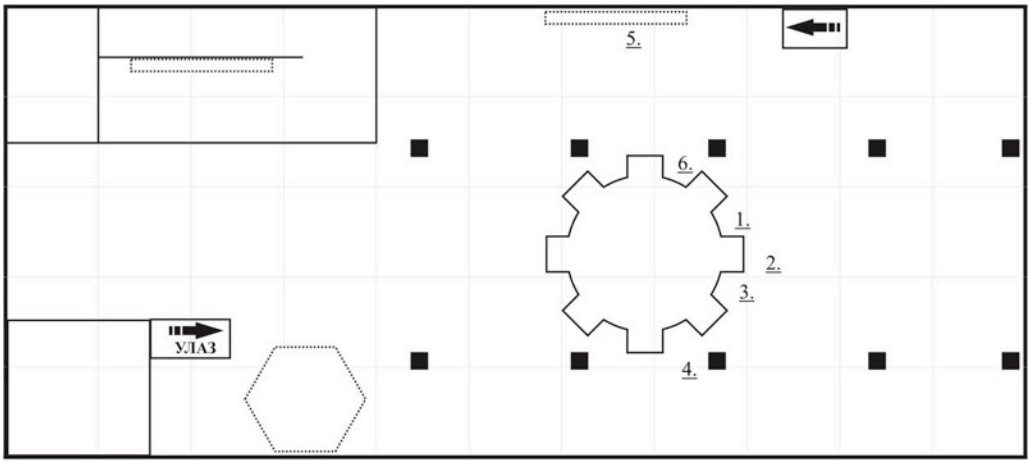



**Slika 6. Prikaz prvog sprata objekta sa označenim lokacijama koje imaju nivo vezane površinske kontaminacije i jačinu ambijentalnog ekvivalenta doze iznad propisanih granica [6]**

Na drugom spratu postrojenja (slika7), ustanovljeno je prisustvo 6 lokalizovanih mesta na kojima je prisustvo površinske vezane kontaminacije beta i gama radionuklidima iznad propisanih granica za životnu sredinu [6].

**Tabela 2. Rezultati merenja jačine ambijentalnog ekvivalenta doze u alfa i beta/gama površinske kontaminacije (vezane) za lokacije sa slike 6**

| R.broj | Jačina ambijentalnog ekvivalenta doze na visini 15 cm od podloge [μSv/h] | α površinska kontaminacija (vezana) [Bq/cm$^2$] | βγ površinska kontaminacija (vezana) [Bq/cm$^2$] |
|---|---|---|---|
| **1.** | 0,34 | < MDA | 0,81 |
| **2.** | 0,28 | < MDA | 1,30 |
| **3.** | 0,29 | < MDA | 0,81 |
| **4.** | 0,21 | < MDA | 0,58 |
| **5.** | 0,28 | < MDA | 2,44 |




**Slika 7. Prikaz drugog sprata objekta sa označenim lokacijama koje imaju nivo vezane površinske kontaminacije i jačinu ambijentalnog ekvivalenta doze iznad propisanih granica [6]**

**Tabela 3. Rezultati merenja jačine ambijentalnog ekvivalenta doze u alfa i beta/gama površinske kontaminacije (vezane) za lokacije sa slike 7**

| R.broj | Jačina ambijentalnog ekvivalenta doze na visini 15 cm od podloge [μSv/h] | α površinska kontaminacija (vezana) [Bq/cm$^2$] | βγ površinska kontaminacija (vezana) [Bq/cm$^2$] |
|---|---|---|---|
| **1.** | 1,4 | < MDA | 4,65 |
| **2.** | 0,6 | < MDA | 2,32 |
| **3.** | 0,6 | < MDA | 4,65 |
| **4.** | 0,5 | < MDA | 9,30 |
| **5.** | 1,0 | < MDA | 1,07 |
| **6.** | 0,4 | < MDA | 1,86 |

## 4. ZAKLJUČAK

U radu su prikazani rezultati radiološke karaterizacije nekadašnjeg pogona za proizvodnju fosforne kiseline „Elixir Zorka-mineralna đubriva doo Šabac" koja je vršena u okviru poslova dekontaminacije ovog pogona. Prikazani su rezultati merenja jačine ambijentalnog ekvivalenta doze na 15 cm od podloge za sva tri sprata postrojenja, kao i nivoi radioaktivne kontaminacije površina. Rezultati pokazuju značajno smanjenje ovih vrednosti u odnosu na prvobitno, zatečeno stanje. Uvećane vrednosti površinske kontaminacije, rezultat je vezane kontaminacije nastale kao posledica industrijskih delatnosti iz prošlosti.

## 5. LITERATURA

[1] Radiation Protection and Management of NORM residues in the phosphate industry, Safety Report Series No. 78, IAEA, Vienna, 2013.
[2] Remediation of sites with dispersed radioactive contamination, Technical Reports Series No. 424, IAEA, Vienna, 2004.
[3] The environmental behaviour of radium: revised edition, Technical Reports Series No. 476, IAEA, Vienna, 2014.
[4] Measurement of radioactivity–Measurement and evaluation of surface contamination–Part 2: Test method using wipe–test samples, ISO 7503-2:2016
[5] Measurement of radioactivity–Measurement and evaluation of surface contamination–Part 1: General principles, ISO 7503-1:2016
[6] Pravilnik o granicama radioaktivne kontaminacije lica, radne i životne sredine i načinu sprovođenja dekontaminacije, Sl. Glasnik br. 38/11, 2011.

# RADIOLOGICAL SURVEY OF INDUSTRIAL BUILDING–A FORMER FACILITY FOR THE PRODUCTION OF PHOSPHORIC ACID„ELIXIR ZORKA-MINERALNA ĐUBRIVA DOO ŠABAC”

**Nevena ZDJELAREVIĆ[1], Koviljka STANKOVIĆ[2], Luka PERAZIĆ[1], Marija LEKIĆ[1], Nataša LAZAREVIĆ[1] i Milutin JEVREMOVIĆ[1]**

*1) Public Company „Nuclear Facilities of Serbia”, Belgrade,Serbia, nevena.zdjelarevic@nuklearniobjekti.rs*

*2) University of Belgrade, School of Electrical Engineering, Belgrade, Serbia*

***ABSTRACT***

*In the process of the production of phosphoric acid, a technological process increases the presence of natural radioactivity, therefore, the former plant for the production of phosphoric acid, presents the so-called "historical pollution", and as such represents a potential threat in terms of unnecessary exposure to radiation.*

*In the framework of the decontamination of the old plan, radiological characterization of the plant was carried out before, during and after the decontamination process, which involved the removal of a non-fixed contamination on all surfaces and objects that have been found in the plant. Radiological characterization present the good base for determining of adequate ways of decontamination, as well as to verify its effectiveness. The paper presents the results of the level of radioactive contamination of the surface and measurements of the intensity of ambient dose equivalent at 15 cm from the surfaces.*

# INTERKOMPARACIJSKA MJERENJA U OBLASTI ISPITIVANJA RENDGEN-APARATA

**Benard BERIŠAJ[1], Sandra ĆEKLIĆ[2], Aleksandra MILATOVIĆ[1], Olivera CIRAJ-BJELAC[2]**

1) *Centar za ekotoksikološka ispitivanja, Podgorica, Crna Gora, beniber@t-com.me, aleksandra.milatovic@ceti.co.me*

2) *Institut za nuklearne nauke Vinca, Univerzitet u Beogradu, Srbija, csandra@vinca.rs*

***SADRŽAJ***

*U radu su prikazani rezultati interkomparacije dvije laboratorije iz oblasti ispitivanja rendgen-aparata u Crnoj Gori i Srbiji. Međulaboratorijsko poređenje se odnosi na mjernu opremu Barracuda RTI Elektonics sa MPD detektorom koja služi za ispitivanje rendgen uređaja na osnovu standardnih protokola za QC u dijagnostičkoj radiologiji. Osnovni zadatak interkomparacije bio je verifikacija tehničkih karakteristika mjernog aparata sa kojim se kontroliše niz parametara koji utiču na kvalitet rada rendgen- aparata. Interkomparacija se odnosi na mjerne veličine: napon rendgenske cijevi, jačina kerme u vazduhu i debljinu poluslabljenja (HVL). U radu je opisana metodologija i način organizacije interkomparacije a prikazani su i postignuti rezultati i zaključak.*

## 1. UVOD

Medunarodni sistem mjera (IMS) za metrologiju obrazuje koncepcijske okvire za radijacionu dozimetriju. U cilju realizacije programa osiguranja kvaliteta (QA) u radiološkoj dijagnostici sa stanovništva IMS, neophodno je ostvariti vezu između relevantnih entiteta: *Bureaau International des Poids et Mesures* (BIPM), Primarnih standardnih laboratorija za dozimetriju (PSDL) koje pružaju usluge Sekundarnim standardnim laboratorijama za dozimetriju (SSDL) i organizuje interkomparacije, kao i odgovornog entiteta za sprovođenje sistema osiguranja kvaliteta (QA) i korisnike dozimetrijskih mjerenja [1-2].

SSDL Instituta za nuklearne naukeVinča-(VINS-SSDL) je smještena u okviru Laboratorije za zaštitu od zračenja i zaštitu životne sredine i članica je mreže SSDL-ova koju je uspostavila Međunarodna agencija za atomsku energiju (IAEA) u saradnji sa Svetskom zdravstvenom organizacijom (WHO) [3]. Ova laboratorija posjeduje 6 izvora izotopa $^{60}$Co, 3 izvora izotopa $^{137}$Cs i industrijski generator X-zračenja Philips MG-320. Referentne vrijednosti za odgovarajuće veličine se određuju sekundarnim etalonima sledljivim do primarnog standarda BIPM [1-2]. Za mjerenja u oblasti zaštite od zračenja u mnogim zemaljama traži se akreditacija prema standardu ISO/IEC 17025[4]. Laboratorije koje se bave zaštitom od zračenja oduvijek su težile što većem kvalitetu svojih mjerenja.

Da bi se neka metoda mogla akreditovati po standardu SIST EN ISO/IEC 17025 moraju se ispuniti kako administrativni, tako i tehnički zahtjevi za mjerna ispitivanja. Administrativni zahtjevi se u glavnom odnose na vođenje laboratorije dok tehnički se odnose na metodu, opremu, kalibraciju, na mjernu nesigurnost metode, osoblje (zaposleni) itd [4]. Tehničko osoblje, koje se bavi mjerenjima, obično dosta dobro poznaje svoju opremu i metode kalibracije, mjernu nesigurnost metode, poznaje parametre okoline koji utiču na rezultate i što je veoma bitno zna i interpretirati rezultate

mjerenja. Svaku metodu je neophosno validovati i poslije toga redovito pratiti postignuti kvalitet. Jedan od boljih načina za validaciju, kao i za kontolu kvaliteta su upoređivanja sa drugim laboratorijama – interkompacije. Interkomparacije predstavljaju važnu aktivnost koja dokazuje da su usluge koje pružaju dozimetrijske laboratorije u skladu sa međunarodno prihvaćenim standardima. U oblasti metrologije jonizujućeg zračenja, najčešća su dva tipa interkomparacija: interkomparacije sa termoluminiscentnim dozimetrima i interkomparacije sa etaloniranim jonizacionim komorama ili drugim transfer instrumentima [1-2]. Često se može desiti da se tokom interkomparacije dobiju rezultati izvan intervala, koji se smatra prihvatljivim. U tom slučaju neophodno je pronaći razlog odstupanja i prema potrebi čak korigovati metodu. Metoda se mora redovito provjeravati i osim interkomparacija mora postojati sistem kontrole rezultata. Sa redovnim testovima kontole provjerava se oprema pa i postupci osoblja.

## 2. MATERIJAL I METODE

U ovom radu biće predstavljeni rezultati interkomparacije u kojem su učestvovale dvije laboratorije: Laboratorija za zaštitu od zračenja i zaštitu životne sredine-Institut za nuklearne nauke „Vinča“ i Jedinica za dozimetrijska mjerenja i mjerenja buke-Centra za ekotoksikološka ispitivanja Podgorica. Ove dvije laboratorije su uspostavile sistem kvaliteta i akreditaciju prema standardu ISO/IEC 17025:2006 [4]. U ovom radu predstavljeni su rezultati interkomparacije u oblasti dozimetrije, odnosno dijagnostičke radiologije. Interkomparacija se održala u Laboratoriji za radijaciona mjerenja-INN Vinča. Kvaliteti zračenja korišceni u ovoj interkomparaciji kao i svi kvaliteti zračenja koji se koriste u VINS-LRM su uspostavljeni u skladu sa standardom ISO 4037-1 [5]. Referentne vrijednosti odgovarajuće veličine su određjene sekundarnim etalonom Exradin Magna A650, sledljivim do primarnog standarda BIPM. Etaloniranje dozimetara koji se koriste u dijagnostičkoj radilogiji se vrši metodom poređenja po standardu International Code of Practice, Technical Report Series No. 457 (TRS 457) koja je akreditovana u VINS-LRM [1]. Međulaboratorisko poređenje se odnosi na poluprovodničke detektore koji su predmet uporednih mjerenja, Barracudu RTI Electronics sa detektorom MPD (tabela 1) [6].

**Tabela 1. Mjerila**

| Naziv mjerila | Serijski broj | Tip detektora | Vlasništvo | Oznaka |
|---|---|---|---|---|
| Barracuda, MPD | MPD-08070047 | Poluprovodnički | INN Vinča | A |
| Barracuda, MPD | MPD-12120025 | Poluprovodnički | INN Vinča | B |
| Barracuda, MPD | MPD-07110013 | Poluprovodnički | CETI-Podgorica | C |

Mjerene veličine koje se upoređivane ovom interkomparacijom su: Napon rendgenske cijevi iskazan preko veličine practical peak voltage u kVp, jačina kerme u vazduhu u μGy/s i debljina poluslabljenja (HVL) u mmAl.
Dok, oprema za generisanje snopa X-zračenja je rendgen aparat Philips MG320 sa odabranim standardnim kvalitetima snopa RQR5 i RQR6. Referentna tačka detektora je označena površina dozimetra koji je pozicioniran na 100 cm od fokusa. Dozimetri su izlagani u snopovima zračenja pri vrijednosti napona 70 i 80 kV, i struji od 5 mA u trajanju 5 s. Izmjerene vrijednosti su upisane u tabelama 2-4 koje su sastavni dio ovog

rada. Odabrani kvaliteti snopova su RQR5 sa parametrima 70 kV i 5 mA i RQR6 sa parametrima 80 kV i 5 mA.

**Tabela 2. Rezultati mjerenja napona rendgenske cijevi u kvalitetu snopova RQRS i RQR6**

| **Mjerne veličine** | **U (kVp)** | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Zadate veličine** | ***RQR 5 (U=70 kV, I =5 mA)*** | | | ***RQR 6 (U=80 kV, I =5 mA)*** | | |
| **Oprema** / **Broj mjerenja** | *A* | *B* | *C* | *A* | *B* | *C* |
| **1** | 71,65 | 74,54 | 71,10 | 81,97 | 85,83 | 81,32 |
| **2** | 71,53 | 74,58 | 71,19 | 82,12 | 86,10 | 81,26 |
| **3** | 71,57 | 74,50 | 71,14 | 82,09 | 86,08 | 81,18 |
| **4** | 71,53 | 74,51 | 71,04 | 82,01 | 86,00 | 81,31 |
| **5** | 71,40 | 74,67 | 70,97 | 82,05 | 86,09 | 81,40 |
| **Srednja vrijednost** | **71,54** | **74,56** | **71,09** | **82,05** | **86,02** | **81,29** |
| **Standardna devijacija** | **0,09** | **0,07** | **0,09** | **0,06** | **0,11** | **0,08** |

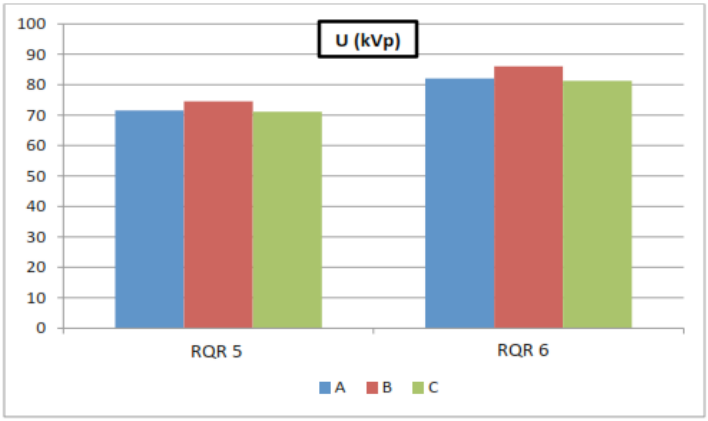
**Tabela 3. Rezultati mjerenja jačine kerme u vazduhu u kvalitetu snopova RQRS i RQR6**

| **Mjerne veličine** | **K (mGy)** | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Zadate veličine** | ***RQR 5 (U=70 kV, I =5 mA)*** | | | ***RQR 6 (U=80 kV, I =5 mA)*** | | |
| **Oprema** / **Broj mjerenja** | *A* | *B* | *C* | *A* | *B* | *C* |
| **1** | 225 | 255 | 216 | 294 | 327 | 285 |
| **2** | 224 | 254 | 216 | 294 | 327 | 286 |
| **3** | 225 | 255 | 217 | 294 | 327 | 285 |
| **4** | 225 | 255 | 216 | 294 | 327 | 285 |
| **5** | 225 | 254 | 217 | 294 | 327 | 285 |
| **Srednja vrijednost** | **225** | **255** | **216** | **294** | **327** | **285** |
| **Standardna devijacija** | **0,45** | **0,55** | **0,55** | **0,00** | **0,00** | **0,45** |

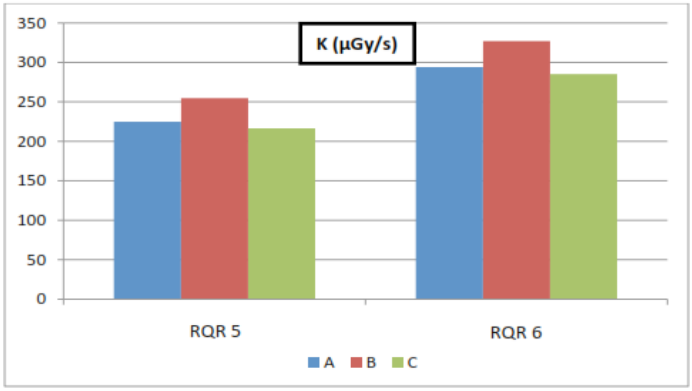
**Tabela 4. Rezultati mjerenja debljine poluslabljenja (HVL) u kvalitetu snopova RQRS I RQR6**

| **Mjerne veličine** | **HVL (mm Al)** | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Zadate veličine** | RQR 5 (U=70 kV, I =5 mA) | | | RQR 6 (U=80 kV, I =5 mA) | | |
| **Oprema** / **Broj mjerenja** | *A* | *B* | *C* | *A* | *B* | *C* |
| **1** | 2,54 | 2,63 | 2,61 | 2,85 | 2,85 | 2,92 |
| **2** | 2,55 | 2,65 | 2,61 | 2,82 | 2,82 | 2,92 |
| **3** | 2,54 | 2,63 | 2,59 | 2,83 | 2,83 | 2,94 |
| **4** | 2,54 | 2,65 | 2,60 | 2,84 | 2,84 | 2,91 |
| **5** | 2,54 | 2,64 | 2,59 | 2,84 | 2,84 | 2,92 |
| **Srednja vrijednost** | 2,54 | 2,64 | 2,60 | 2,88 | 2,84 | 2,92 |
| **Standardna devijacija** | 0,00 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 |

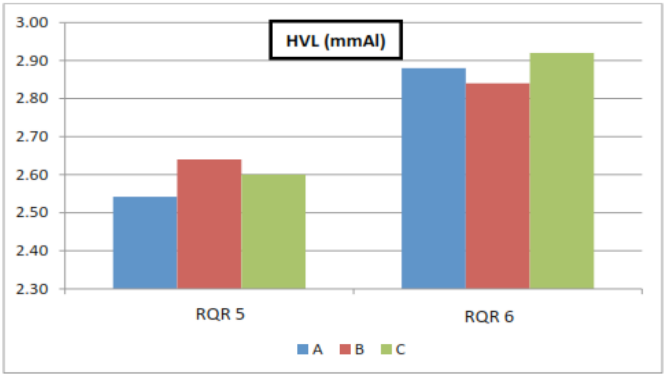
Na slikama 1-3 grafički su prikazani rezultati mjerenja mjernih veličina koje su uspoređivane u dva kvaliteta snopova RQR5 i RQR6.




**Slika 1. Rezultati merenja napona rendgenske cevi u kvalitetu snopova RQR5 i RQR6**




**Slika 2. Rezultati merenja jacine kerme u vazduhu u kvalitetu snopova RQR5 i RQR6**




**Slika 3. Rezultati merenja debljine poluslabljenja u kvalitetu snopova RQR5 i RQR6**

## 4. ZAKLJUČAK

U ovoj interkomparaciji, u oblasti dijagnostičke radiologije, postignuti su dobri rezultati, jer su rezultati merenja svih parametara bili su uporedivi i unutar intervala mjerne

nesigurnosti. Crnoj Gori je neophodna praksa kao u nekim zemljama u okolini da se u našoj regulativi, laboratorijama za zaštitu od zračenja zahtijeva akreditacija prema ISO/IEC 17025 i da je to uslov za ovlašćenje od strane regulatornih agencija. CETI prepoznaje značaj interkomparacija pa pokušava da što više isprati u skladu sa svojim mogućnostima.

## 5. LITERATURA


[1] International Atomic Energy Agency. Dosimetry in Diagnostic Radiology: An International Code of Practice. Technical Report Series No. 457, 2007. IAEA, Vienna.

[2] International Atomic Energy Agency. Calibrations of radiation protection monitoring instruments. Safety Report Series No 16, 2000. IAEA, Vienna.

[3] International Atomic Energy Agency. SSDL Network Charter. The IAEA/WHO network of Secondary Standard Dosimetry Laboratories, 1999. IAEA, Vienna.

[4] ISO, IEC. ISO/IEC 17025:2005 General requirements for the competence of testing and calibration laboratories, ISO/IEC (2005)

[5] ISO. ISO 4037-1: X and gamma reference radiation for calibrating dosemeters and doserate meters and for determining their response as a function of photon energy — Part 1: Radiation characteristics and production methods, ISO (1996)

[6] IEC. IEC 61267:2006. Medical diagnostic X-ray equipment. Radiation conditions for use in the determination of characteristics for medical diagnostic X-ray equipment, IEC (2006)


# INTERCOMPARISONS ON MEASUREMENTS IN THE FIELD OF TESTING X-RAY UNIT


**Benard BERIŠAJ[1], Sandra ĆEKLIĆ[2], Aleksandra MILATOVIĆ[1], Olivera CIRAJ-BJELAC[2]**

*1) Centre for Ecotoxicological Research, Podgorica, Montenegro, beniber@t-com.me, aleksandra.milatovic@ceti.co.me*

*2) Vinca Institute of Nuclear Sciences, Belgrade, Serbia, csandra@vinca.rs*



***ABSTRACT***

*Results of inter-comparison of two laboratories, dealing with examination of X-ray units in Montenegro and Serbia, have been presented in this work. Inter- laboratory comparison is related to measuring equipment Barracuda RTI Electronics with MPD detector, which is used for examination of X-ray units on the basis of standard protocols for QC in diagnostic radiology. Basic aim of inter-comparison was to verify technical characteristics of measuring apparatus, and they are used for control of numerous parameters which influence the quality of X-ray apparatus performance.*

*Inter-comparison concerns the following measuring figures: voltage of X-ray tube, intensity of karma in air and the width of half-attenuation (HVL). Methodology and organization manner of inter-comparison have been described in this work, and reached results and conclusion have been presented as well. Measuring results of all parameters are comparable, even in the interval where measuring uncertainty exists.*

# ОДРЕЂИВАЊЕ ТРАНСФЕР КОЕФИЦИЈЕНАТА У БИОКИНЕТИЧКОМ МОДЕЛУ ЗА $^{90}$Y-DOTATOC ТЕРАПИЈУ

**Марија Ж. ЈЕРЕМИЋ[1], Милован Д. МАТОВИЋ[1,2], Драгана Ж. КРСТИЋ[3], Драгослав Р. НИКЕЗИЋ[3]**

*1) Клинички Центар Крагујевац, Центар за нуклеарну медицину, Крагујевац, Србија, marijafiz@yahoo.com*

*2) Универзитет у Крагујевцу, Факултет медицинских наука, Крагујевац, Србија*

*3) Универзитет у Крагујевцу, Природно-Математички факултет, Крагујевац, Србија, dragana@kg.ac.rs*

***САДРЖАЈ***

*У овом раду одређени су коефицијенти трансфера у биокинетичком моделу за $^{90}$Y-DOTATOC неуроендокриних тумора. Неуроендокрини тумори (NETs) су малигни тумори који најчешће захватају органе гастроинтестиналног тракта и панкреас (GEP-NETs), мада се могу јавити и на другим ткивима, као што су плућа и ређе на дојкама, тимусу и урогениталном систему. Када су ови тумори добро диференцовани, терапија избора је пептидна радионуклидна терапија (PRRT), која се базира на аналозима соматостатина обележеним снажним бета емитером, као што је $^{90}$Y, чији је максимални домет у меким ткивима 11,3 mm, што омогућава да се са великом вероватноћом уништи велики део туморског ткива и заустави прогресија малигне болести.*

*Циљ овог рада је да се на основу доступних метода мерења дистрибуције $^{90}$Y-DOTATOC у органима људског тела и на основу решења математичког модела одреде трансфер коефицијенти за критичне органе, као и за тумор, а на основу којих је касније могуће извршити прорачун апсорбованих доза у тим органима и туморском ткиву.*

## 1. УВОД

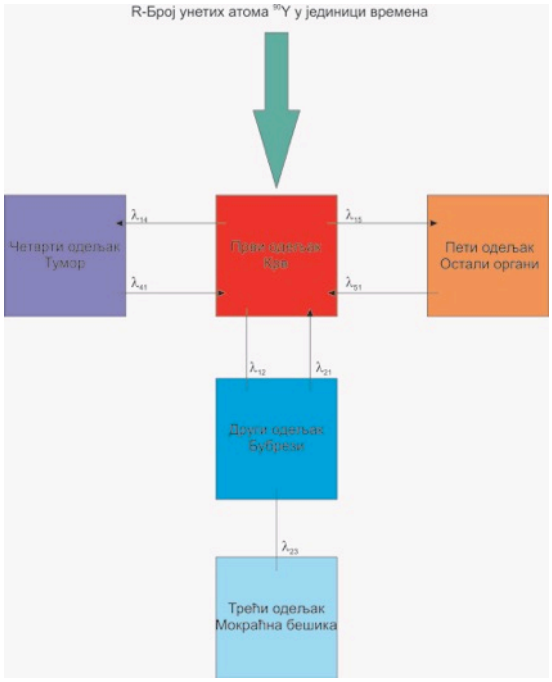
Неуроендокрини тумори су малигни тумори који се најчешће јављају у гастроинтестиналном тракту (око 54% случајева) и на панкреасу (око 22% случајева), мада се могу јавити и на плућима (12%), тимусу, урогениталном систему и дојкама [1]. Како рана фаза ове болести пролази асимптоматски, најчешће бивају откривени случајно и када већ метастазирају. Једна од могућности у лечењу ових оболења је пептидна радионуклидна терапија (PRRT), која се базира на аналозима соматостатина обележеним снажним бета емитерима, као што је $^{90}$Y или $^{177}$Lu, или њиховом комбинацијом [2].

Раније студије указују на ренотоксичност ове терапије и потребу да се лимитира доза коју приме бубрези [3, 4]. Како је $^{90}$Y чист бета емитер, тешко је одредити његову дистрибуцију у времену у људском телу. До сада су рађене дозиметријске студије, са изотопима који се користе у дијагностици ових оболења као што је $^{111}$In, $^{68}$Ga, $^{86}$Y [5, 6, 7], али они због свог веома различитог времена полураспада или због својих различитих хемијских особина не могу прецизно описати дистрибуцију $^{90}$Y-DOTATOC у времену [2].

Циљ овог рада је да се на основу уско-спрегнутог система диференцијалних једначина, које су решене аналитички и мерења $^{90}$Y-DOTATOC у крви и урину пацијената одреде трансфер коефицијенти расподеле $^{90}$Y-DOTATOC у пет одељака људског тела.

## 2. МАТЕРИЈАЛ И МЕТОДЕ

Људско тело је посматрано као систем пет повезаних одељака, сл.1. Први одељак је укупна запремина крви, други одељак су бубрези, трећи одељак је мокраћна бешика, четврти одељак је тумор и пети одељак представља све остале органе збирно [8, 9].




**Сл. 1. Шематски приказ биокинетичког модела за $^{90}$Y-DOTATOC**

Биокинетика $^{90}$Y-DOTATOC у људском телу описана је са два сета диференцијалних једначина. Први сет једначина описује дистрибуцију активности током апликације терапије, а други сет једначина описује дистрибуцију активности након завршене апликације. Број апликованих атома $U$ је константан за сваког пацијента понаособ и дат је:

$$U = \frac{A_0}{\lambda_s} \tag{1}$$

Где је $A_0$ апликована активност $^{90}$Y-DOTATOC, а $\lambda_s$ константа распада $^{90}$Y у секундама.

Брзина апликације $^{90}$Y-DOTATOC, $R$ дата је:

$$R = U / T \quad \text{(atom/h)} \tag{2}$$

Први сет једначина:

$$\frac{dN_1}{dt} = R - \lambda N_1 - \lambda_{12} N_1 - \lambda_{14} N_1 - \lambda_{15} N_1 + \lambda_{21} N_2 + \lambda_{41} N_4 + \lambda_{51} N_5 \tag{3}$$

$$\frac{dN_2}{dt} = -\lambda N_2 + \lambda_{12} N_1 - \lambda_{21} N_2 - \lambda_{23} N_2 \tag{4}$$

$$\frac{dN_3}{dt} = -\lambda N_3 + \lambda_{23} N_2 \tag{5}$$

$$\frac{dN_4}{dt} = -\lambda N_4 + \lambda_{14} N_1 - \lambda_{41} N_4 \tag{6}$$

$$\frac{dN_5}{dt} = -\lambda N_5 + \lambda_{15} N_1 - \lambda_{51} N_5 \tag{7}$$

У претходним једначинама, $N_1$, $N_2$, $N_3$, $N_4$ и $N_5$ представљају број атома у пет одељака људског тела током апликације терапије $^{90}$Y-DOTATOC, $\lambda$ је константа полураспада за $^{90}$Y; $\lambda_{12}$ трансфер коефицијент из крви у бубреге; $\lambda_{21}$ је трансфер коефицијент из бубрега назад у крв; $\lambda_{23}$ је трансфер коефицијент из бубрега у мокраћну бешику (овде нема повратног трансфера); $\lambda_{14}$ је трансфер коефицијент из крви у тумор, и $\lambda_{41}$ је повратни трансфер коефицијент; $\lambda_{15}$ је трансфер коефицијент из крви у све остале органе и $\lambda_{51}$ је повратни трансфер коефицијент из осталих органа у крв.

Други сет диференцијалних једначина који описује расподелу активности након завршене апликације, дат је:

$$\frac{dM_1}{dt} = -\lambda M_1 - \lambda_{12} M_1 - \lambda_{14} M_1 - \lambda_{15} M_1 + \lambda_{21} M_2 + \lambda_{41} M_4 + \lambda_{51} M_5 \tag{8}$$

$$\frac{dM_2}{dt} = -\lambda M_2 + \lambda_{12} M_1 - \lambda_{21} M_2 - \lambda_{23} M_2 \tag{9}$$

$$\frac{dM_3}{dt} = -\lambda M_3 + \lambda_{23} M_2 \tag{10}$$

$$\frac{dM_4}{dt} = -\lambda M_4 + \lambda_{14} M_1 - \lambda_{41} M_4 \tag{11}$$

$$\frac{dM_5}{dt} = -\lambda M_5 + \lambda_{15} M_1 - \lambda_{51} M_5 \tag{12}$$

Овде је број атома означен са $M_i$ да би се направила разлика у односу на први сет једначина, а трансфер коефицијенти су исти. Након вишеструког диференцирања системи једначина су решени аналитички и њихова решења су:

$$N_1 = v_1 e^{\alpha_1 t} + v_2 e^{\alpha_2 t} + v_3 e^{\alpha 3t} + v_4 e^{\alpha_4 t} + \frac{RX_1X_2X_3}{Y} = \sum_{i=1}^{4} v_i e^{\alpha_i t} + \frac{RX_1X_2X_3}{Y} \tag{13}$$

$$N_2 = \left[ V_5 e^{-X_1 t} + \lambda_{12} \sum_{i=1}^{4} \frac{v_i}{(\alpha_i + X_1)} e^{\alpha_i t} + \frac{\lambda_{12} RX_2X_3}{Y} \right] \tag{14}$$

$$N_3 = \left[ V_6 e^{-\lambda t} + \frac{\lambda_{23} V_5}{\lambda - X_1} e^{-X_1 t} + \lambda_{23}\lambda_{12} \sum_{i=1}^{4} \frac{1}{(\alpha_i + \lambda)} \frac{v_i}{(\alpha_i + X_1)} e^{\alpha_i t} + \frac{\lambda_{12}\lambda_{23} RX_2X_3}{\lambda Y} \right] \tag{15}$$

$$N_4 = V_7 e^{-X_2 t} + \lambda_{14} \sum_{i=1}^{4} \frac{v_i e^{\alpha_i t}}{\alpha_i + X_2} + \lambda_{14} \frac{RX_1X_3}{Y} \tag{16}$$

$$N_5 = V_8 e^{-X_3 t} + \lambda_{15} \sum_{i=1}^{4} \frac{v_i e^{\alpha_i t}}{\alpha_i + X_3} + \lambda_{15} \frac{RX_1X_2}{Y} \tag{17}$$

$$M_1 = v_1 e^{\alpha_1 t} + v_2 e^{\alpha_2 t} + v_3 e^{\alpha_3 t} + v_4 e^{\alpha_4 t} = \sum_{i=1}^{4} v_i e^{\alpha_i t} \tag{18}$$

$$M_2 = e^{-X_1 t} Q_2 + \lambda_{12} \sum_{i=1}^{4} \frac{\nu_i}{\alpha_i + X_1} e^{\alpha_i t} \tag{19}$$

$$M_3 = Q_3 e^{-\lambda t} + \lambda_{23} \frac{Q_2}{\lambda - X_1} e^{X_1 t} + \lambda_{23} \lambda_{12} \sum_{i=1}^{4} \frac{1}{\lambda + \alpha_i} \frac{\nu_i}{\alpha_i + X_1} e^{\alpha_i t} \tag{20}$$

$$M_4 = e^{-X_2 t} Q_4 + \lambda_{14} \sum_{i=1}^{4} \frac{\nu_i}{\alpha_i + X_2} e^{\alpha_i t} \tag{21}$$

$$M_5 = e^{-X_3 t} Q_5 + \lambda_{15} \sum_{i=1}^{4} \frac{\nu_i}{\alpha_i + X_3} e^{\alpha_i t} \tag{22}$$

Где су $\nu_1$, $\nu_2$ ,$\nu_3$, $\nu_4$, $V_5$, $V_6$, $V_7$,$V_8$, $Q_2$, $Q_3$, $Q_4$, $Q_5$ константе диференцирања. Како има 12 непознатих константи, а десет једначина, систем је нормиран и један податак је узет из експерименталних мерења како би било могуће одредити непознате константе. Почетни услови су:

$$N_1(0) = N_2(0) = N_3(0) = N_4(0) = N_5(0) = 0 \tag{23}$$

У тренутку $t = 0$, број атома у свим одељцима је једнак нули, други услов је да је у тренутку $T$, након завршене апликације радиофармака:

$$N_i(T) = M_i(0), \quad i = 1,..,5 \tag{24}$$

Из ових почетних услова се добија 10 једначина, једанаеста једначина (нормирање система) је:

$$N_1(T) + N_2(T) + N_3(T) + N_4(T) + N_5(T) = \frac{A_0}{\lambda_s} \tag{25}$$

У овој једначини је узето да је у тренутку завршене апликације радиофармацеутика збир апликованих атома у свим одељцима једнак броју апликованих атома. И дванаеста једначина представља податак узет из мерења:

$$M_1(t_{\exp}) = A_{\exp} / \lambda_s \tag{26}$$

Овде је $t_{exp}$ време узорковања крви $A_{exp}$ измерена активност у крви.

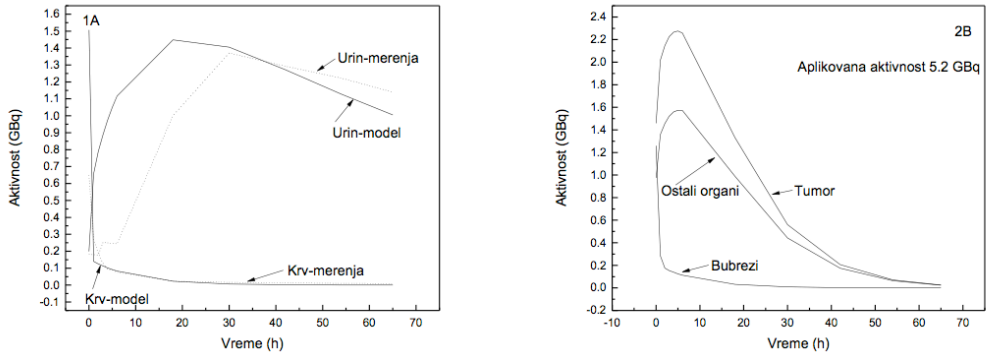
Решења једначина су упрограмирана у програмски језик FORTRAN90, где се варирањем трансфер коефицијената $\lambda_{ij}$, тежило добијању што бољег поклапања експерименталних података (мерења у крви и урину) и прорачуна који даје модел (дистрибуција активности у крви, бубрезима, мокраћној бешици, тумору и свим осталим органима збирно-пети одељак модела).

У овом истраживању учествовало је 14 пацијената (8 жена и 6 мушкараца), просечне старости 52,86 година (од 33 до 71 године старости). Активности $^{90}$Y-DOTATOC од 2,7 GBq до 5,55 GBq апликоване су интравенски током 30 минута користећи инфузиону пумпу у 150 ml физиолошког раствора (0,9% NaCl), по стандардном протоколу Европског удружења нуклеарне медицине (EANM). Пацијентима су такође интравенски апликоване позитивно наелектрисане аминокиселине (аргинин и лизин) у виду 15% Aminosol, произвођача Хемофарм, Вршац, 1 сат пре апликације терапије, током саме апликације и 3 сата након завршене апликације терапије, као ренопротективно средство. Узорковање крви је вршено одмах након завршене терапије, наредних 6 сати на сваких сат времена а потом на сваких 12 сати до отпуштања пацијента са болничког лечења након 3 дана. Узорковање урина пацијенти су обављали сами, након прецизних упутстава о одређивању запремине измокреног урина и мерама предострожности услед евентуалне контаминације руку. Сви узорци су мерени у течном сцинтилационом

бета бројачу (RACKBETA, LKB-Wallac) који је предходно калибрисан за $^{90}$Y. Сцинтилациони коктел је припремљен од 0.1 gPOPOP [1.4-bis[2-(5-Phenyloxazoly) benzene]] и 4 gPPO (2.5-Diphenyloxazole), растворених у 1 литру тоулена.

## 3. РЕЗУЛТАТИ

Добијене су временски зависне криве за одређене сетове трансфер коефицијента. Типична расподела активности дата је на слици 2 за једног пацијента.




**Сл. 2. Подаци за једног пацијента: 2А поређење измерених и израчунатих активности у крви и урину, 2В израчунате активности у бубрезима, тумору и свим осталим органима**

У табели 1 су дати трансфер коефицијенти за све пацијенте који су учествовали у истраживању.

**Табела 1. Вредности трансфер коефицијената за 14 пацијената којима је апликована $^{90}$Y-DOTATOC терапија**

| Пацијент бр. | Пол | Године | Дијагноза | Апликована активност [GBq] | $\lambda_{12}$ [$h^{-1}$] | $\lambda_{21}$ [$h^{-1}$] | $\lambda_{23}$ [$h^{-1}$] | $\lambda_{14}$ [$h^{-1}$] | $\lambda_{41}$ [$h^{-1}$] | $\lambda_{15}$ [$h^{-1}$] | $\lambda_{51}$ [$h^{-1}$] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1. | Ж | 59 | ГЕП-НЕТ | 5.4 | 5.2 | 2.3 | 0.65 | 5.3 | 0.1 | 1.1 | 0.09 |
| 2. | Ж | 33 | ГЕП-НЕТ | 5.1 | 7.8 | 3.3 | 0.5 | 5.3 | 0.1 | 1.1 | 0.09 |
| 3. | М | 44 | ГЕП-НЕТ | 3.7 | 3.9 | 2.3 | 0.56 | 2.7 | 0.1 | 1.1 | 0.09 |
| 4. | М | 55 | ГЕП-НЕТ | 3.5 | 3.9 | 2.3 | 0.16 | 2.7 | 0.1 | 1.8 | 0.09 |
| 5. | Ж | 52 | ГЕП-НЕТ | 2.7 | 3.9 | 2.3 | 0.37 | 2.7 | 0.1 | 1.8 | 0.09 |
| 6. | М | 62 | ГЕП-НЕТ | 4.65 | 3.9 | 2.3 | 0.27 | 2.7 | 0.1 | 1.8 | 0.09 |
| 7. | Ж | 71 | ГЕП-НЕТ | 3.7 | 0.9 | 0.7 | 1.6 | 1.7 | 0.1 | 1.0 | 0.09 |
| 8. | Ж | 47 | ГЕП-НЕТ | 4.5 | 0.9 | 0.3 | 0.7 | 0.9 | 0.25 | 1.4 | 0.99 |
| 9. | Ж | 39 | ГЕП-НЕТ | 5.23 | 4.9 | 3.3 | 2.6 | 2.2 | 0.15 | 1.8 | 0.19 |
| 10. | Ж | 57 | ГЕП-НЕТ | 5.33 | 4.9 | 3.3 | 0.47 | 2.2 | 0.15 | 1.8 | 0.19 |
| 11. | М | 55 | Медуларни тироидни карцином | 5.55 | 3.9 | 2.3 | 0.68 | 2.7 | 0.1 | 1.1 | 0.09 |
| 12. | М | 54 | Медуларни тироидни карцином | 3.7 | 3.9 | 2.3 | 0.28 | 2.7 | 0.1 | 1.8 | 0.09 |
| 13. | Ж | 47 | Медуларни тироидни карцином | 4.5 | 1.9 | 1.3 | 1.6 | 1.9 | 0.25 | 1.8 | 0.49 |
| 14. | М | 65 | Медуларни тироидни карцином | 4.5 | 0.9 | 0.3 | 0.55 | 0.9 | 0.25 | 1.4 | 0.99 |

## 4. ДИСКУСИЈА

У овом раду аналитички је решен систем диференцијалних једначина који описује расподелу $^{90}$Y-DOTATOC у пет одељака (органа) људског тела. Систем са већим бројем одељака не би било могуће решти аналитички на овај начин, већ би се морало прибећи решевању нумерчким методама. Циљ је био да се одреде трансфер коефицијенти $\lambda_{ij}$, који описују брзину преласка $^{90}$Y-DOTATOC у пет органа и одређивање дистрибуције активности $^{90}$Y-DOTATOC у људском телу током 72 сата након апликовања терапије.

У табели 1 су дати трансфер коефицијенти за све пацијенте који су учествовали у истраживању, а на слици 2 дате су временски зависне криве расподеле активности само за првог пацијента из табеле. У табели 1 јасно се може видети да највећу вредност има трансфер коефицијент $\lambda_{12}$ који описује прелазак активности из крви у бубреге, што се поклапа и са другим истраживачима који су упозоравали на велике дозе које приме бубрези [3, 4, 10]. То поткрепљује и чињеница да је у већини случајева највећа активност у урину измерена у првом мокрењу након апликоване терапије (од 5,43 % до 29,18 % апликоване активности). Слагање измерених вредности у урину и вредности које предвиђа модел није у свим случајевима идеално у првих 30 сати, што се може видети и на сл.2, панел А, што се може приписати чињеници да је сваки пацијент посебна индивидуа која има своје навике у смислу уноса течности, врста и величина тумора код свих пацијената није иста и томе сл. Активност у крви веома брзо опада у свим случајевима и након завршене апликације терапије у већини случајева у крви је измерено око 10% од апликоване активности $^{90}$Y-DOTATOC, што се, такође, поклапа са другим истраживачима [11]. Након 15 сати активност у крви тежи нули, али није једнака нули и мерљива је током целе опсервације од 72 сата. Дистрибуција активности у тумору и свим осталим органима одређена је на основу уско-спрегнутог система једначина који не дозвољава превелике варијације трансфер коефицијената. Мала промена једног трансфер коефицијента може дати имагинарна решења за све одељке, која се аутоматски одбацују.

У литератури нема доступних података за трансфер коефицијенте за ову врсту терапије, па се не могу дати никаква поређења. У ICRP публикацијама још увек нема доступних података за $^{90}$Y-DOTATOC терапију, па самим тим ни у упутствима произвођача.

## 5. ЗАКЉУЧАК

Аналитичко решавање биокинетичког модела за $^{90}$Y-DOTATOC терапију даје могућност одређивања расподеле активности у већем броју органа него што је могуће експериментално измерити захваљујући уско-спрегнутом систему диференцијалних једначина. На основу овог модела је могуће прорачунати пожељну апсорбовану дозу за тумор користећи Монте Карло методу за прорачун апсорбованих фракција у ткивима по једној β честици.

## 6. ЛИТЕРАТУРА


[1] S. Singh, D. Granberg, E. Wolin, R. Warner, M. Sissons, T. Kolarova, G. Glodstein, M. Pavel, K. Oberg, J. Leyden. Patient-Reported Burden of a Neuroendocrine Tumor (NET) Diagnosis: Results From the First Global Survey of Patiens With NETs.*JGO* 3, 2017, 43-53

[2] J. Zaknun, L.Bodei, J. Mueller-Brand,M. Pavel,R. Baum, D. Hörsh, M. O'Dorisio, T. O'Dorisiol, J. Howe, M. Cremonesi, D. Kwekkboom. The joint IAEA, EANM, and SNMMI practical guidance on peptide receptor radionuclide therapy (PRRNT) in neuroendocrine tumours.*Eur J Nuc Med Mol Imaging* 40,2013, 800-816

[3] R. Barone, F. Borson-Chazot, R. Valkema, S. Walrand, F. Chauvin, L. Gogou, L.K.Kvols, E.P. Krenning, F. Jamar, S. Pauwels. Patient-specific dosimetry in predicting renal toxity with $^{90}$Y-DOTATOC: relevance of kidney volume and dose rate finding a dose-effect relationship.*J.Nucl.Med.* 46,2005, 99-106

[4] L.Bodei, M.Cremonesi, M.Ferrari, M.Pacifici, C.M.Grana, M.Bartolomei, S.M.Baio, M.Sansovini, G.Paganelli. Long-term evaluation of renal toxicity after peptide receptor radionuclide therapy with 90Y-DOTATOC and 177Lu-DOTATATE: the role associated factors.*Eur J Nucl Med Mol Imagining* 35,2008, 1847-1856

[5] M. Cremonesi, M. Ferrari, S. Zoboli, M. Chinol, M. Stabin, F. Orsi, H. Maecke, E. Jermann, C. Robertson, M. Fiorenza, G. Tosi, G. Paganelli. Biokinetics and dosimetry in patients administrated with $^{111}$In-DOTA-Tyr3-octreotide: implications for internal radiotherapy with $^{90}$Y-DOTATOC.*Eur.J.Nucl.Med.* 26, 1999, 877-886

[6] G.J. Forster, M.J. Engelbach, J.J. Brockmann, H.J.Reber, H.G.Buchholz, H.R.Macke, et al. Preliminary data on biodistribution and dosimetry for therapy planning of somatostatin receptor positive tumours: comparison of $^{86}$Y-DOTATOC and $^{111}$In-DTPA-octreotide.*Eur J Nucl Med* 28,2001, 1743–1750

[7] R.P. Baum, H.R. Kulkarni. THERANOSTICS: From Molecular Imaging Using Ga-68 Labeled Tracers and PET/CT to Personalized Radionuclide Therapy –The Bad Berka Experience.*Theranostics* 2(5),2012, 437-447

[8] International Commission on Radiological Protection (ICRP). Radiation Dose To Patients From Radiopharmaceuticals ICRP Publication 106, 2008, New York: Pergamon

[9] A.Giussani, H. Usijärvi. Biokinetic Models for Radiopharmaceuticals.*Radiation Physics for Nuclear Medicine*ed Cantone MC and Hoeschen C. Berlin: Springer, 2011, pp 233-55 chapter 13

[10] J.B. Cwikla, A. Sankowski, N. Seklecka, J.R. Buscombe, A. Nasierowska-Guttmejer, K.G. Jeziorski, R. Mikolajczak, D. Pawlak, K. Stepien, J. Walecki. Efficacy of radionuclide treatment DOTATATE Y-90 in patients with progressive metastatic gastroenteropancreatic neuroendocrine carcinomas (GEP-NETs): a phase II study.*Ann Oncol* 21 (4), 2010, 787-794

[11] M. Cremonesi, M. Ferrari, L. Bodei, G. Tosi, G.Paganelli. Dosimetry in Peptide Radionuclide Receptor Therapy: A Review.*J Nucl Med* 47, 2006, 1467-1475

# DETERMINATION OF TRANSFER COEFFICIENTS IN BIOKINETIC MODEL FOR $^{90}$Y-DOTATOCTHERAPY

**Marija Ž. JEREMIĆ[1], Milovan D. MATOVIĆ[1,2], Dragana Ž KRSTIĆ[3], Dragoslav R. NIKEZIĆ[3]**

*1) Clinical Center Kragujevac, Nuclear Medicine Center, Kragujevac, Serbia, marijafiz@yahoo.com*

*2) University of Kragujevac, Medical Sciences Faculty, Kragujevac, Serbia*

*3) University of Kragujevac, Faculty of Sciences, Kragujevac, Serbia, dragana@kg.ac.rs*

***ABSTRACT***

*Transfer coefficients in biokinetic model for $^{90}$Y-DOTATOC therapy of neuroendocrinetumour (NETs) were determined in this work. These tumours are usually treatted by DOTATOC therapy where some peptide was labeled with $^{90}$Y, which is a strong beta emiter. The range of beta particles in soft tissues is less than 11.3 mm which enables destroying of tumour cells with large probabiliy. The objective of this work was to develop biokinetic model for $^{90}$Y-DOTATOC and to analytically solve obtained equations. As a result of this model, the system with 10 equaitions and 12 unknown constants was obtained. Two additional equations sjould be found: first one was obtained from the normalisation of system and the second one from measurements.*

# ПРОРАЧУН СПЕЦИФИЧНЕ АПСОРБОВАНЕ ФРАКЦИЈЕ У ПОЈЕДИНИМ ОРГАНИМА ЧОВЕЧЈЕГ ТЕЛА ПРИЛИКОМ ПРИМЕНЕ РАДИОФАРМАЦЕУТИКА $^{133}$Xe

**Зоран ЈОВАНОВИЋ, Драгана КРСТИЋ, Драгослав НИКЕЗИЋ**
*Универзитет у Крагујевцу, Природно-математички факултет, Р. Домановића 12, 34000 Крагујевац, Србија, z.jovanovic@kg.ac.rs*

***САДРЖАЈ***
*Монте Карло симулације су изведене за процену дозу приликом третмана са радиофармацеутиком $^{133}$Xe. Овај радиофармацеутик се користи у третманима у нуклеарној медицини, као индикација за кардиоваскуларне и плућне болести. Циљ овог рада је био да се процени специфична апсорбована фракција (САФ) када је овај радиофармацеутик инкорпориран у плућима. За ту сврху је развијен воксел фантом (торакса) и упоређен је са ORNL фантомом. Сви прорачуни и симулације врше помоћу MCNP5/X кода.*

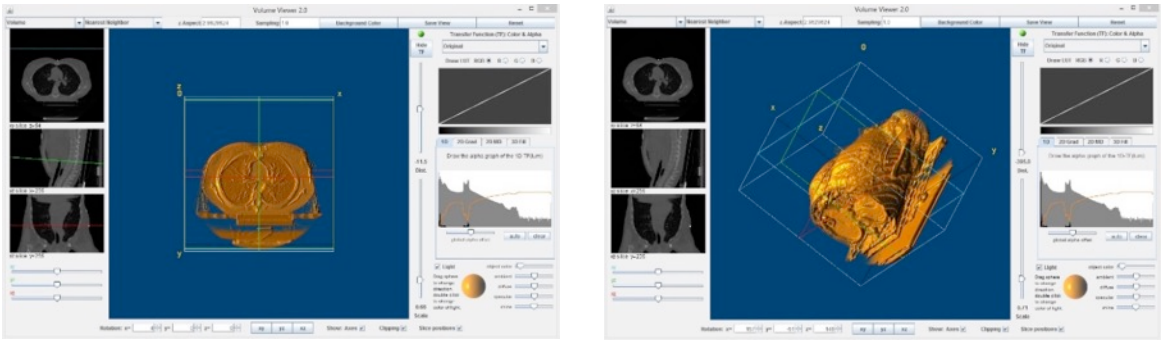
## 1. УВОД

У нуклеарној медицини се користе радиоактивни изотопи и њихова једињења за дијагнозу и терапије. Употребом различитих врста изотопа у зависности од поступка који се примењују на пацијенту захтева одређивање расподеле дозе. Да би се у току терапије произвела најмања штета пацијенту и обезбедили добре резултате за дијагностичке сврхе, изотоп мора имати кратак полуживот, и треба да буде чист гама емитер. Сцинтиграфија је једна од дијагностичких метода, који се користи у нуклеарној медицини за процену дистрибуције радиофармацеутика у телу [1-4]. Плућна сцинтиграфија је поступак дијагностике који користи вентилациону сцинтиграфију, перфузиону сцинтиграфију, или обоје. Овај метод омогућава просторну и временску дистрибуцију радиофармацеутика у телу и представља веома прецизно снимање органа, ткива или целог тела, зависно од тога где су радиофармацеутик акумулира [5-7]. $^{133}$Xe ($T_{1/2}$ = 5,2 г) се распада бета распадом и емитује 81 keV фотон. $^{133}$Xe се удише да се процене плућне функције, при чему производи добар квалитет слике плућа. Вентилациона сцинтиграфија која користе $^{133}$Xe се обично врши пре перфузионе сцинтиграфије [8].

## 2. МАТЕРИЈАЛИ И МЕТОДЕ

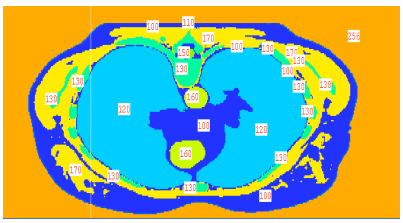
У овом раду коришћена су два типа фантом - *ORNL* математички фантома и воксел фантом. Да би израчунале апсорбоване дозе и САФ, развијен је воксел фантом торакса. Изградња воксела фантома зависи од квалитета дигиталних слика пацијената добијени приликом *CT* или МРИ прегледа [9-10]. У овом раду, воксела фантом (Торакс модел), добијен је коришћењем DICOM сет од 108 *CT* снимака торакса женског пацијента под одобреним стандардним протоколима. *CT* подаци пацијента су сегментирани коришћењем софтверски *ImageJ* софтвера [11]. *ImageJ* софтвер је веома ефикасан за обраду снимљених мултидимензионалним слика. *ImageJ* је веома проширив, са хиљадама додатака и макроа за обављање

разноврсних задатака. Сл.1 приказује сирове *CT* података слике торакса пре сегментације у *ImageJ* 3Д приказивачу , као и попречни пресек торакса.



**Слика 1. *CT* снимци торакса у *ImageJ* 3Д приказивачу и попречни пресек торакса**

Развијени воксел фантом има неколико органа од интереса као: кожу, плућа, кости, срце, кичмени стуб, аорту, мишићи и масно ткиво. Презентација комплексне анатомије, као што је људско тело, је заснована на поновљеним структурама које су испуњене одређеним материјалом који одговара специфичном органу. Ова функција омогућава да се опишу све структура које се појављује више пута у геометрији. Комбинована употреба решеткасте структурне картице омогућавају дефинисање воксел геометрије. Пресек воксела фантом након процеса сегментације и имплементације у MCNP5/X [12] софтверу је приказан на слици 2, који садржи пресек дуж з осе. Слика 2 приказује попречни пресек дуж осе пз = 55 cm.



**Слика 2. Попречни пресек воксела фантом-торакс модела. ИД број органа на овој слици су дати у табели 1. ИД 256 је спољашњи простор**

Различитим органи/ткива су додељени одговарајући ИД бројеви, који је компатибилан са мобилним картицама у MCNP5/X улазне датотеке. Одговарајући ИД број, органи/ткива, укупан број воксела у органима, масе и густине су приказани у табели 1. Укупан број воксела у симулацијама је 13592124, чија је запремина 0,084 x 0,084 x 0,25 $cm^3$.

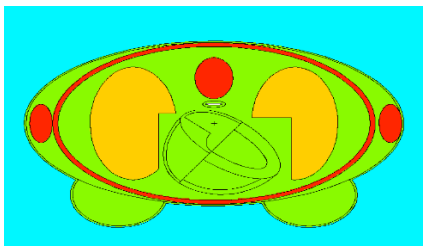
У овом раду, добијени резултати САФ код воксела фантома су упоређени са резултатима са *ORNL* математичким фантомом. Плућно крило код *ORNL* фантома је дефинисано као:

$$\left(\frac{x \pm x_0}{a}\right)^2 + \left(\frac{y}{b}\right)^2 + \left(\frac{z - z_0}{c}\right)^2 \leq 1 \ \ and \ \ z \geq z_0 \tag{1}$$

**Табела 1. Подаци за воксел фантома торакса**

| ID број | Орган/ткиво | Број воксела | Маса орган/ткиво | Густина (g/cm$^3$) |
|---|---|---|---|---|
| 100 | Масно ткиво | 2228002 | 3734 | 0.95 |
| 110 | Кожа | 133485 | 257 | 1.09 |
| 120 | Плућа | 2019581 | 1055 | 0.296 |
| 130 | Кости | 605734 | 2052 | 1.40 |
| 140 | Срце | 229676 | 425 | 1.05 |
| 150 | Кичмена мождина | 23257 | 43 | 1.04 |
| 160 | Аорта | 80231 | 149 | 1.05 |
| 170 | Мишићи | 1983323 | 3674 | 1.05 |

Слика 3 приказује попречни пресек *ORNL* фантома, као графички излаз из MCNP5/X кода.



**Слика 3. Попречни пресек *ORNL* фантома пз=51cm**

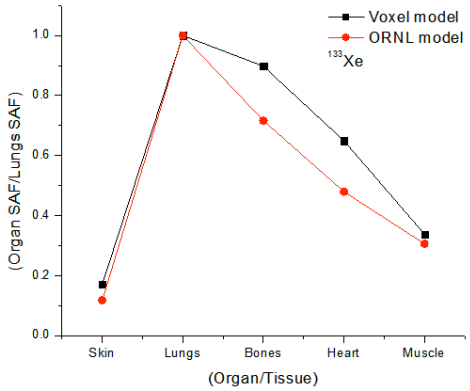
## 3. РЕЗУЛТАТИ И ДИСКУСИЈА

Специфична Апсорбована Фракција (САФ) за одабране органе је израчуната помоћу следеће формулу:

$$SAF = \frac{E_d}{E_i \cdot m} \tag{2}$$

Где је: где је $E_d$ је просечна енергија депонована у циљаном органу, $E_i$ је примарна енергија koju емитује извор и m је маса циљног органа.

На сл. 4 су приказане добијене САФ вредности оба модела фантома нормализовани у односу на плућа, а који омогућавају поређење у оквиру датих модела. Добијени резултати су генерално већи за воксел фантом, а то је због разлике релативних раздаљина органа од површине коже воксел модела у односу на *ORNL* фантом. То подразумева и већу апсорпцију у "меком ткиву", при чему је овај ефекат је посебно евидентан за $^{133}$Xe, јер овај радиофармацеутик емитује фотоне са нижом енергијом.




**Слика 4. Резултати органа САФ ($г^{-1}$) подељени са вредностима плућа САФ за радиофармацеутик $^{133}Xe$**

## 4.ЗАКЉУЧАК

Добијени резултати евалуације специфичне апсорбоване фракције (САФ) у различитим органима/ткиво, приликом инкорпорације $^{133}Xe$ у плућима, у току процеса у сцинтиграфионог прегледа су приказани. Разлика у резултатима добијени коришћењем воксел фантома и *ORNL* математички фантома су између 4,47% до 19,7%. Ова варијација између резултата израчунатих вредности значајно зависи од облика грудног коша; односно елиптични цилиндар (*ORNL* фантом) је константан са висином, док торакс пресеци код воксел модела варирају са променом положаја висине. Такође, органи код математичког модела су просторно преблизу кожи. Инхерентна ограничења у току *CT* снимања, покрети пацијената у току процеса снимања и различити артефакти, такође ће допринети разликама у резултатима. Подаци и резултати добијени на овај начин ће се користити за даљу истрагу у заштити од зрачења.

## 5. ЗАХВАЛНИЦА

Овај рад је подржан од стране Министарства за образовање, науку и технолошки развој Републике Србије, у оквиру пројеката бр 171021 и 43011.

## 6. ЛИТЕРАТУРА

[1] Wang H, Maurea S, Mainolfi C, Fiore F, Gravina A, Panico MR, Bazzicalupo L, Salvatore M 1997 Tc-99m MIBI scintigraphy in patients with lung cancer. Comparison with CT and fluorine-18 FDG PET imaging. Clin Nucl Med. 22 243-249

[2] Yoriyaz H, Stabin G M, Santos A 2001 Monte Carlo MCNP-4B–based absorbed dose distribution estimates for patient-specific dosimetry. J Nucl Med. 42 662-669

[3] ICRP106 2008 International Commission on Radiological Protection. Radiation Dose to Patients from Radiopharmaceuticals (Addendum 3 to ICRP Publication 53). ICRP Publication 106. Ann. ICRP 38 (1–2) Elsevier

[4] Uhrhan K, Drzezga A, Sudbrock F 2013 The patientas a radioactive source: an intercomparison of survey meters for measurements in nuclear medicine. Radiat Protect Dosim. 153 32–46
[5] UNSCEAR 2008 United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Sources and effects of ionizing radiation. Report to the General Assembly with Scientific Annexes.Volume I; United Nations, New York
[6] Ponto J A 2010 Radiopharmaceutical considerations for using Tc-99m MAA in lung transplant patients. J Am Pharm Assoc. 50 419-423
[7] Gardumi A, Farah J, Desbre´e A 2013 Creation of ORNL NURBS-based phantoms: evaluation of the voxel effect on absorbed doses from radiopharmaceuticals. Radiat Protect Dosim. 153 273–281
[8] Parker A J, Coleman R E, Grady E, Royal D H, Siegel A B, Stabin G M, Sostman H D, JW A Hilson 2012 SNM Practice Guideline for Lung Scintigraphy 4.0*. J Nucl Med Technol. 40 57-65
[9] Kramer R, Vieira J W, Khoury H J, Lima FRA, Fnelle D 2003 All about MAX: a male adult voxel phantom for Monte Carlo calculations in radiation protection dosimetry. Phys. Med Biol. 48 1239-1262
[10] Caon M 2004 Voxel-based computational models of real human anatomy: a review, Radiat Environ Biophys. 42 229-235
[11] *ImageJ* (https://imagej.nih.gov/ij/)
[12] X-5 Monte Carlo Team 2003 MCNP–a General Monte Carlo N-Particle Transport Code, Version 5 Vol. I: Overview and Theory. Los Alamos, NM: Los Alamos National Laboratory; LA- UR- 03- 1987

# CALCULATION OF SPECIFIC ABSORBED FRACTION IN THE SPECIFIC HUMAN ORGANS DUE TO $^{133}$XE RADIOISOTOPE APPLICATION

**Zoran JOVANOVIC, Dragana KRSTIC, Dragoslav NIKEZIC**
*University of Kragujevac, Faculty of Science, Kragujevac, Serbia, z.jovanovic@kg.ac.rs*

***ABSTRACT***
*Monte Carlo simulations were performed to estimate dose for treatment with radiopharmaceutical 133Xe. This radiopharmaceutical is used in treatments in nuclear medicine as an indication for cardiovascular and pulmonary diseases. The aim of this paper was to evaluate the specific absorbed fraction (SAF) when this radio-pharmaceutical is incorporated in the lungs. For this purpose, a Vauxhall phantom (toraxa) is developed and was compared to the ORNL phantom. All calculations and simulations are done using the MCNP5/X code.*

# БИОЛОШКИ ЕФЕКТИ ЈОНИЗУЈУЋИХ ЗРАЧЕЊА

# GENOTOKSIČNI MARKERI U LIMFOCITIMA PERIFERNE KRVI U ODGOVORU NA DELOVANJE JONIZUJUĆEG ZRAČENJA

**Jelena PAJIĆ[1], Dubravka JOVIČIĆ[2], Boban RAKIĆ[1] i Aleksandar MILOVANOVIĆ[1]**

*1) Institut za medicinu rada Srbije "Dr Dragomir Karajović", Beograd, Srbija, jelena.pajic@institutkarajovic.rs, boban.rakic@institutkarajovic.rs, milalex@eunet.rs*

*2) Univerzitet Singidunum, Fakultet za primenjenu ekologiju (FUTURA), Beograd, Srbija, dubravka.jovicic@futura.edu.rs*

***SADRŽAJ***

*Jedan od uzročnika oštećenja molekula DNK dejstvom jonizujućeg zračenja je i nastanak slobodnih radikala. Cilj istraživanja bio je utvrđivanje uticaja parametara oksidativnog statusa na učestalost citogenetičkih biomarkera delovanja zračenja. Istraživanje je obuhvatilo analizu uzoraka humane krvi na postojanje promena genetičkog materijala i promena u vrednostima parametara oksidativnog statusa, u odgovoru na delovanje tri aplikovane doze zračenja u odnosu na neozračene uzorke. Rezultati su pokazali postojanje inter-individualne varijabilnosti u svim analiziranim parametrima i njihovo dozno-zavisno formiranje, na svim dozama. Korelacionom analizom parametara koji govore o sveukupnom odgovoru donora ustanovljeno je da donori lošijeg antioksidativnog statusa pokazuju veći stepen citogenetičkih oštećenja. Nasuprot njima, grupa donora sa boljom antioksidativnom zaštitom, pokazala je niži odgovor na zračenje od očekivanog pri datoj dozi. Pored brojnim istraživanjima validovanih dicentrika i mikronukleusa, i parametri oksidativnog statusa mogu, u rutinskoj praksi radiološke zdravstvene zaštite, upotpuniti profil odgovora na kontinuiranu ekspoziciju malim dozama, ali i reakciju na incidentalna ozračivanja.*

## 1. UVOD

Jonizujuća zračenja (JZ) u kontaktu sa živom materijom izazivaju oštećenja biomolekula. Procesi jonizacije imaju veliki uticaj na fizičko, hemijsko i biološko stanje materije, jer je predata energija dovoljno velika da može da izazove raskidanje veza u molekulima, pri čemu nastaju slobodni radikali. Sa aspekta medicinske primene JZ i radiološke zaštite, postoje dva tipa interakcije JZ i biološkog sistema: direktna (na biološki aktivan molekul) i indirektna (preko produkata radiolize prisutnih hemijskih jedinjenja, čija je koncentracija dominantna) [1, 2]. Ne isključuje se i istovremena pojava oba dejstva, što biološki odgovor na zračenje čini kompleksnim i često nepredvidivim [1, 2].

Jonizujuće zračenje je potentan genotoksični agens koji može indukovati širok spektar oštećenja molekula DNK, uključujući oštećenja azotnih baza, DNK-DNK i DNK-protein ukrštene veze, jedno- i dvolančane prekide molekula DNK [3]. Jonizujuće zračenje je i prepoznati kancerogen zahvaljujući sposobnosti da izazove oksidativna oštećenja molekula DNK i to na takav način da uzokuje pojavu hromozomske i genomske nestabilnosti, koja se danas smatra glavnim uzročnikom radijacione kancerogeneze. Kako je formiranje dicentričnih, prstenastih hromozoma i mikronukleusa skoro ekskluzivno indukovano delovanjem JZ na humani genom, ove promene se već više decenija

uspešno primenjuju u biodozimetriji – metodologiji zasnovanoj na istraživanju zračenjem indukovanih bioloških efekata u cilju njihovog povezivanja sa primljenom dozom zračenja [2]. Biološka dozimetrija je posebno značajna u oblasti radiološke zdravstvene zaštite, jer podrazumeva sličnu radiosenzitivnost svake jedinke, ali ne isključuje postojanje inter-individualne varijabilnosti u odgovoru na zračenje [1, 3].
Važeća ograničenja doza u profesionalnoj ekspoziciji zasnovana su, međutim, na pretpostavci da je humana populacija homogena u svojoj radiosenzitivnosti; tako će radiosenzitivne osobe pokazati povećanu incidencu i determinističkih i stohastičkih efekata [1,4]. Kliničke studije [5,6] sugerišu da je veliki deo spektra reakcija normalnih tkiva na ozračivanje upravo posledica razlika u individualnoj radiosenzitivnosti, kao i da kompleksnost pojedinačnog odgovora na ozračivanje i težina posledica nisu jednake za sve i zavise od međusobno usko povezanih faktora: reparativnih kapaciteta i oksidativnog statusa. Kako ovi faktori pokazuju značajnu inter-individualnu varijabilnost u humanoj populaciji, to i jedinke pokazuju značajne razlike u osetljivosti na zračenje, pa je identifikacija posebno osetljivih/rezistentnih podgrupa značajna za radiološku zdravstvenu zaštitu, bez obzira na vid izlaganja.
Ovo istraživanje je zato imalo za cilj utvrđivanje uticaja parametara oksidativnog stresa (koncentracija malondialdehida i završnih oksidativnih produkata proteina), parametara antioksidantnog odgovora (aktivnost superoksid dismutaze i katalaze) i oksidativnog statusa ispitanika (određenog parametrima – totalni oksidativni status, totalni antioksidantni status i indeks oksidativnog stresa), na učestalost biomarkera delovanja zračenja (dicentričnih, prstenastih hromozoma i mikronukleusa) u limfocitima periferne krvi i ispitivanje korelacije između formiranja dve vrste biomarkera - dicentrika i mikronukleusa, u odgovoru na izlaganje zračenjima, pod istim eksperimentalnim uslovima kroz:

1. Utvrđivanje inter-individualne varijabilnosti u odgovoru na zračenje praćenjem pojave citogenetičkih biomarkera u funkciji aplikovane doze kroz formiranje dozno-zavisnih kriva
2. Određivanje pokazatelja oksidativnog statusa i utvrđivanje inter-individualne varijabilnosti u odgovoru na zračenje
3. Utvrđivanje korelacije citogenetičkih biomarkera delovanja jonizujućeg zračenja i pokazatelja oksidativnog statusa u funkciji aplikovane doze zračenja

## 2. MATERIJAL I METODE

Istraživanje je obuhvatilo 56 zdravih donora (27 žena i 29 muškaraca), čiji su uzorci pune periferne krvi ozračeni X zračenjem energije 600 MeV, dozama 0; 0,75; 1,5 i 3 Gy. Ozračivanje vakutajnera sa uzorcima krvi obavljeno je na uređaju za zračnu terapiju CLINAC 600EX.
Ispitanici su izabrani vrednovanjem podataka prikupljenih standardizovanim anketnim upitnikom za citogenetička ispitivanja.
Preispitivanjem dobijenih podataka formirana je baza za ovo istraživanje, koju sačinjavaju ispitanici sličnih navika u ishrani, koji ne konzumiraju alkohol i u koji su bili zdravi u vreme (i 6 meseci pre) uzorkovanja krvi za citogenetičke analize.
U obzir nisu uzeti ispitanici koji su prethodnih 6 meseci imali akutne infekcije ili medicinske izloženosti (jonizujućim zračenjima, vakcinacije) koje bi mogle uticati na ishod citogenetičkih i biohemijskih analiza. Tabela 1 prikazuje opšte karakteristike ispitivane populacije.

**Tabela 1. Opšte karakteristike ispitivane populacije**

| **Pol**<br>**Obeležje** | **Ženski** | **Muški** |
|---|---|---|
| Starost (srednja vrednost; SD) | 30,44; 10,41 | 30,45; 10,64 |
| Konzumiranje cigareta[a] (da; ne) | Da (9) Ne (18) | Da (11) Ne (18) |
| Medicinska izlaganja zračenjima/hemijskim mutagenima godinu dana pre uzorkovanja krvi (da; ne) | Da (0)<br>Ne (27) | Da (0)<br>Ne (29) |
| Hronična oboljenja[b] | 0 (26) 1(0) 2(1) 3(0) | 0 (27) 1(0) 2(1) 3(1) |
| Životne navike[c] | 0 (0) 1(7) 2 (20) | 0 (1) 1 (18) 2 (10) |

[a] Svi pušači konzumirali su najviše 20 cigareta dnevno

[b]Hronična oboljenja: 0-bez hroničnih oboljenja; 1-hronična oboljenja sa mogućim uticajem na citogenetički status; 2- hronična oboljenja sa mogućim uticajem na oksidativni status; 3 – hronična oboljenja sa mogućim uticajem na citogenetički i oksidativni status ispitanika

[c]Životne navike: 0-nezdrave; 1-umereno zdrave; 2-zdrave

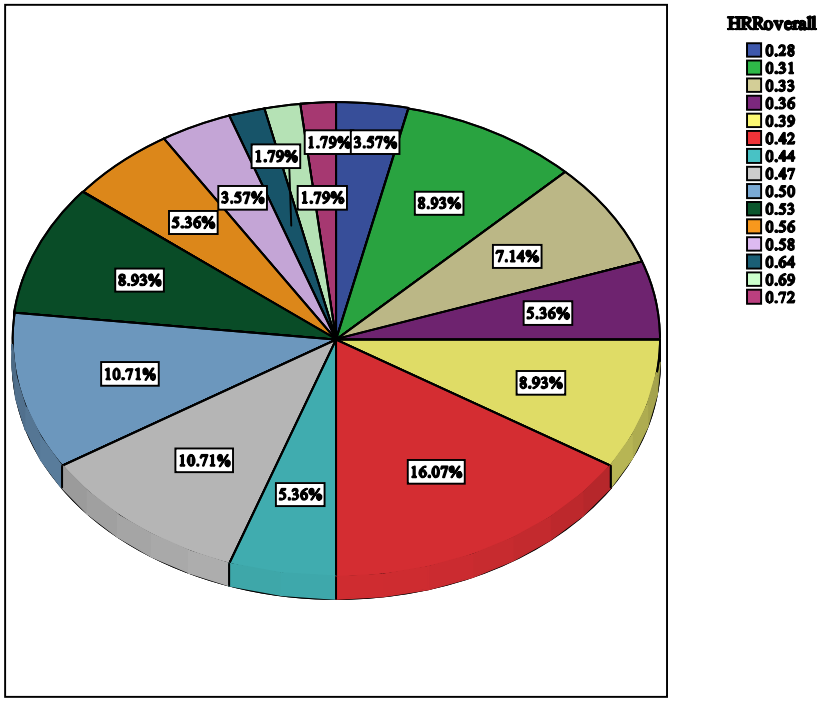
Za citogenetičke testove limfociti su kultivisani, a dobijeni preparati analizirani u skladu sa standardnim protokolom [1]. Za svakog ispitanika utvrđen je oksidativni status na svim aplikovanim dozama zračenja i u neozračenim uzorcima, praćenjem vrednosti parametara: totalni oksidativni status (TOS), totalni antioksidantni status (TAS) i indeks oksidativnog stresa (IOS). Na svim uzorcima praćeni su i parametri oksidativnog stresa i antioksidantnog odgovora (koncentracija malondialdehida-MDA, završnih oksidativnih produkata proteina-AOPP, aktivnost citosolne superoksid dismutaze-SOD i katalaze-CAT). Statistička obrada podataka urađena je pomoću programa Statistical Package for Social Sciences, SPSS 17.0 statistics (SPSS Inc, IBM, USA) i STATISTICA (v.8, StatSoft, Inc.1984-2007). U svim primenjenim analitičkim metodama prihvaćeni nivo značajnosti bio je 0,05.

## 3. REZULTATI

Vrednosti citogenetičkih i biohemijskih parametara analizirane su u odnosu na dozu zračenja - sa povećanjem doze uočene su promene njihove učestalosti/koncentracije. Detaljnija analiza pokazala je da izvesni donori imaju više ili niže vrednosti nekih citogenetičkih/biohemijskih parametara, u odnosu na prosek pri određenoj dozi zračenja, tačnije da odgovore donora karakteriše postojanje inter-individualne varijabilnosti. Analiza citogenetičkih parametara pokazuje da se donori najmanje međusobno razlikuju u prinosu dicentričnih i ring hromozoma i to pri dozi 0 Gy, dok je inter-individualna varijabilnost izraženija pri drugim dozama kako za dicentrike, tako i za mikronukleuse. Biohemijski parametri pokazali su izraženiju inter-individualnu varijabilnost u poređenju sa citogenetičkim, bez obzira na aplikovanu dozu.

Neparametarska korelaciona analiza pokazala je, na svakoj od aplikovanih doza zračenja, postojanje pozitivnih korelacija između citogenetičkih parametara, dok korelacije biomarkera delovanja zračenja (dicentričnih i prstenastih hromozoma i mikronukleusa) sa biohemijskim parametrima oksidativnog stresa, antioksidantnog odgovora i oksidati-

vnog/antioksidantnog statusa, nisu uočene. Zbog toga je u statističku analizu uveden parametar koji opisuje odgovor na zračenje svakog donora, izražen kroz odnos viših odgovora od proseka i ukupnog broja merenja. Vrednost koja označava najviši mogući sveukupni odgovor, izražen najvećom učestalošću posmatranih parametara, jeste „1“. Analiza je izdvojila nekoliko grupa donora, prema veličini odgovora. Najviši odgovor (0,72) ima jedan ispitanik, a najnižim odgovorom (0,28) se odlikuju dva donora. Odgovor blizak proseku za sve analizirane parametre (vrednost parametra $HRR_{OVERALL}$ 0,5) ima oko 11%, odnosno 6 ispitanika. Viši odgovor od proseka ima 13 ispitanika (23%), a niži od proseka oko 66%, odnosno 37 ispitanika. Oko 60% donora sa odgovorom višim od proseka (61,5% ili 8 od 13) je ženskog pola; u ovoj grupi je i isti procenat nepušača. U grupi donora sa nižim odgovorom više je osoba muškog pola (57%) i takođe više nepušača (65%) u poređenju sa pušačima (35%). Dijagram 1 prikazuje procentualnu zastupljenost ukupnog odgovora na zračenje.




**Dijagram 1. Procentualna zastupljenost ukupnog odgovora na zračenje**

T-test za nezavisne uzorke pokazao je postojanje statistički značajne razlike u vrednostima određenih citogenetičkih i biohemijskih parametara koji opisuju odgovor. Citogenetički ($HRR_{D+R}$, $HRR_{MNt}$) i parametri koji opisuju oksidativna oštećenja ($HRR_{MDA}$, $HRR_{TOS}$, $HRR_{AOPP}$), kao i parametar koji opisuje sveukupni odgovor - $HRR_{OVERALL}$, imaju više srednje vrednosti u grupi donora sa višim odgovorom od proseka. Parametri antioksidantne zaštite ($HRR_{SOD}$, $HRR_{CAT}$, $HRR_{TAS}$) imali su više prosečne vrednosti u grupi osoba sa odgovorom nižim od prosečnog (tabela 2).

**Tabela 2. Poređenja prosečnih vrednosti HRR parametara u odnosu na grupu, rezultati testa i značajnost razlike**

| Parametar | Grupa | Prosek±SD | T | df | p |
|---|---|---|---|---|---|
| $HRR_{D+R}$ | Viši odgovor | 0,56±0,23 | 5,869 | 48 | 0,00** |
| | Niži odgovor | 0,17±0,19 | | | |
| $HRR_{MNt}$ | Viši odgovor | 0,69±0,27 | 4,659 | 48 | 0,00** |
| | Niži odgovor | 0,33±0,22 | | | |
| $HRR_{MDA}$ | Viši odgovor | 0,73±0,19 | 6,820 | 48 | 0,00** |
| | Niži odgovor | 0,27±0,21 | | | |
| $HRR_{SOD}$ | Viši odgovor | 0,38±0,13 | -2,167 | 48 | 0,03** |
| | Niži odgovor | 0,54±0,25 | | | |
| $HRR_{CAT}$ | Viši odgovor | 0,31±0,11 | -3,302 | 48 | 0,00** |
| | Niži odgovor | 0,54±0,23 | | | |
| $HRR_{TOS}$ | Viši odgovor | 0,77±0,12 | 6,524 | 48 | 0,00** |
| | Niži odgovor | 0,39±0,19 | | | |
| $HRR_{TAS}$ | Viši odgovor | 0,36±0,13 | -4,207 | 48 | 0,00** |
| | Niži odgovor | 0,59±0,18 | | | |
| $HRR_{AOPP}$ | Viši odgovor | 0,83±0,19 | 9,875 | 48 | 0,00** |
| | Niži odgovor | 0,29±0,16 | | | |
| $HRR_{IOS}$ | Viši odgovor | 0,5±0,27 | 1,306 | 48 | 0,19 |
| | Niži odgovor | 0,38±0,27 | | | |
| $HRR_{OVERALL}$ | Viši odgovor | 0,58±0,06 | 9,795 | 48 | 0,00** |
| | Niži odgovor | 0,38±0,06 | | | |

* p<0,05; **p<0,01

Korelaciona statistička analiza primenjena je u cilju detekcije povezanosti parametara koji opisuju varijabilnost u odgovoru na zračenje. Tabela 3 prikazuje vrednosti koeficijenata korelacije za HRR parametre koji opisuju odgovor donora na zračenje. Označene su statistički značajne korelacije (nivo značajnosti 0,01 – dve zvezdice u superskriptu i 0,05 – jedna zvezdica u superskriptu).

**Tabela 3. Rezultati neparametarske korelacione analize za HRR parameter**

| | $HRR_{D+R}$ | $HRR_{MNt}$ | $HRR_{MDA}$ | $HRR_{CAT}$ | $HRR_{TOS}$ | $HRR_{TAS}$ | $HRR_{AOPP}$ | $HRR_{OVERALL}$ |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **$HRR_{D+R}$** | | $0,66^{**}$ | $0,38^{**}$ | $-0,36^{*}$ | $0,37^{**}$ | $-0,41^{**}$ | $0,45^{**}$ | $0,62^{**}$ |
| **$HRR_{MNt}$** | | | $0,39^{**}$ | $-0,38^{*}$ | $0,44^{**}$ | $-0,35^{**}$ | $0,39^{**}$ | $0,64^{**}$ |
| **$HRR_{MDA}$** | | | | $-0,30^{*}$ | $0,55^{**}$ | $-0,36^{**}$ | $0,58^{**}$ | $0,70^{**}$ |
| **$HRR_{TOS}$** | | | | | | $-0,61^{**}$ | $0,53^{**}$ | $0,63^{**}$ |
| **$HRR_{TAS}$** | | | | | | | $-0,54^{**}$ | $-0,48^{**}$ |
| **$HRR_{AOPP}$** | | | | | | | | $0,78^{**}$ |

## 4. DISKUSIJA

Ovo istraživanje imalo je za cilj da evaluira uticaj oksidativnog statusa donora na razlike u odgovoru na delovanje zračenja, kroz ispitivanje korelacije parametara oksidativnog statusa i učestalosti biomarkera delovanja zračenja – dicentričnih i ring hromozoma i mikronukleusa i utvrdi postoji li mogućnost uvođenja novina u rutinsku praksu biomonitoringa zračenju izloženih populacija.

Sa povećanjem doze uočene su promene vrednosti skoro svih analiziranih parametara. Dobijeni podaci vezani za citogenetičke parametre u skladu su sa svim do sada sprovedenim istraživanjima u oblasti radiobiologije i radiološke zaštite [1]. Dicentrični i prstenasti hromozomi još se od ranih 60-tih godina prošlog veka koriste u biodozimetrijske svrhe - proračuna apsorbovane doze jonizujućih zračenja pomoću prinosa biomarkera dobijenih iz humanih limfocita periferne krvi – malih „bioloških dozimetara" [1]. Oba testa se nalaze na listi biodozimetrijskih testova Međunarodne agencije za atomsku energiju [1]. Biohemijski parametri nisu bili predmet ovakvih istraživanja, ali mehanizam nastanka oksidativnih oštećenja pod delovanjem JZ može objasniti povećanje koncentracije/vrednosti svih ispitivanih parametara sem TAS, čija se vrednost smanjivala sa povećanjem doze zračenja.

Odsustvo varijabilnosti za parameter dicentrični i ring hromozomi na dozi 0Gy može se objasniti specifičnim poreklom ove vrste strukturnih hromozomskih aberacija – skoro su isključivo indukovane specifičnim interakcijama jonizujućeg zračenja sa genetičkim materijalom i iz tog razloga im je učestalost u opštoj populaciji (tzv. „background value") jednaka nuli, tj. odsustvuje varijabilnost [1, 4].

Zašto korelacije citogenetičkih i biohemijskih parametara odsustvuju u zdravim ćelijama? Nivo oštećenja molekula DNK je u stanju ravnoteže između stepena oksidativnog oštećenja i stepena uklanjanja lezija pomoću mehanizama reparacije [7]. Neke od oksidacijom oštećenih formi biomolekula (lipidni peroksidi) se metabolišu brzo. Oksidovani proteini se degradiraju proteazama daleko sporije. Tako, čak i da su svi biomolekuli u ćeliji oštećeni, stepen i vreme pojave biomarkera ovakvih oštećenja može veoma mnogo da varira. Zato je nemoguće uočiti direktne korelacije između pojave pojedinih biomarkera oksidativnog oštećenja biomolekula i biomarkera oštećenja genetičkog materijala pod uticajem zračenja, naročito u eksperimentalnim *in vitro* uslovima, ograničenog trajanja [7], zbog čega je u studiju uveden parametar koji opisuje odgovor donora na ozračivanje - za svakog donora i svaku metodu (i u okviru metode najvažnije posmatrane parametre) izračunat je odnos između broja „H" vrednosti i ukupnog broja merenja, označen kao „HRR" parametar (od eng. „H-response ratio").

Osim što su poređenjem rezultata svih primenjenih testova uočene inter-individualne razlike u odgovoru donora na zračenje, bez obzira na aplikovanu dozu zračenja i metod kojim je odgovor izražen, T-test za nezavisne uzorke pokazao je da citogenetički ($HRR_{D+R}$, $HRR_{MNt}$) i parametri koji opisuju oksidativna oštećenja ($HRR_{MDA}$, $HRR_{TOS}$, $HRR_{AOPP}$), kao i parametar koji opisuje sveukupni odgovor - $HRR_{OVERALL}$, imaju više srednje vrednosti u grupi donora sa višim odgovorom od proseka, dok parametri antioksidantne zaštite ($HRR_{SOD}$, $HRR_{CAT}$, $HRR_{TAS}$) imaju više prosečne vrednosti u grupi osoba sa odgovorom nižim od prosečnog. Korelaciona analiza ovih parametara potvrdila je nalaze T-testa, a i očekivanja kada je odgovor na zračenje u pitanju – donori lošijeg antioksidantnog statusa, čija je osnovna uloga zaštita od reaktivnih radikala nastalih ozračivanjem ćelija, pokazali su veći stepen citogenetičkih oštećenja i burnije odgovorili na ozračivanje. Nasuprot njima, grupa donora sa boljom antioksidantnom zaštitom, pokazala je niži odgovor na zračenje od očekivanog pri datoj dozi.

## 5. ZAKLJUČAK

Odgovor na zračenje ne možemo posmatrati kao prostu korelaciju u vrednostima pojedinačnih citogenetičkih i biohemijskih parametara, već kroz složen sistem međusobnih interakcija različitih mehanizama i signalnih puteva koji se aktiviraju usled delovanja genotoksičnih agenasa na ćeliju, a od kojih neki mogu slediti jedni druge, neki biti pozitivno, a neki negativno međusobno spregnuti. Kada se tome doda činjenica da svaka osoba nosi skoro jedinstvenu kombinaciju polimorfizama brojnih gena uključenih u antioksidantnu zaštitu i reparaciju oksidativnih oštećenja molekula DNK, postaje jasno da je odgovor na zračenje kompleksan i često nepredvidiv. Ipak, od svih parametara analiziranih u ovoj studiji, pored dobro proučenih i brojnim istraživanjima validovanih dicentrika i mikronukleusa, i parametri oksidativnog statusa mogu, u rutinskoj praksi radiološke zdravstvene zaštite, upotpuniti profil odgovora na kontinuiranu ekspoziciju malim dozama, ali i reakciju na neželjena, no ipak prisutna, incidentalna/akcidentalna ozračivanja u primeni izvora jonizujućih zračenja.

## 6. LITERATURA

[1] International Atomic Energy Agency (IAEA), World Health Organization (WHO). EPR-Biodosimetry Cytogenetic Dosimetry: Applications in Preparedness for and Response to Radiation Emergencies. Vienna: International Atomic Energy Agency. 2011.

[2] Stanković J, Milošević N: Osnovi radiološke fizike, ISBN 978-86-909707-0-4, Beograd. 2007.

[3] Rodrigues AS, Oliveira NG, Monteiro Gil O, Le´onard A, Rueff J. Use of cytogenetic indicators in radiobiology. Radiation Protection Dosimetry. 2005; 115: 455-460.

[4] International Atomic Energy Agency (IAEA). Radiation biology: A handbook for teachers and students. TCS 42. International Atomic Energy Agency, Vienna. 2010.

[5] Twardella D, Chang-Claude J. Studies on radiosensitivity from an epidemiological point of view – overview of methods and results. Radiotherapy and Oncology. 2002; 62: 249-260.

[6] Popanda O, Ebbeler R, Twardella D et al. Radiation-induced DNA damage and repair in lymphocytes from breast cancer patients and their correlation with acute skin reactions to radiotherapy. International Journal of Radiation Oncology Biology Physics. 2003; 55: 1216 – 1225.

[7] England T, Beatty E, Rehman A, Nourooz-Zadeh J, Pereira P, O'Reilly J, Wiseman H, Geissler C, Halliwell B. The steady-state levels of oxidative DNA damage and of lipid peroxidation (F2-isoprostanes) are not correlated in healthy human subjects. Free Radical Research. 2000; 32: 355-362.

# GENOTOXICITY MARKERS IN HUMAN PERIPHERAL BLOOD LYMPHOCYTES IN RESPONSE TO IONIZING RADIATION

**Jelena PAJIĆ[1], Dubravka JOVIČIĆ[2], Boban RAKIĆ[1] i Aleksandar MILOVANOVIĆ[1]**

1) *Serbian Institute of Occupational Health "Dr Dragomir Karajović", Belgrade, Serbia, jelena.pajic@institutkarajovic.rs, boban.rakic@institutkarajovic.rs, milalex@eunet.rs*
2) *Singidunum University, Faculty for applied ecology (FUTURA), Belgrade, Serbia, dubravka.jovicic@futura.edu.rs*

***ABSTRACT***

*Ionizing radiation in living cells can directly act on atomic structures, producing damage to biomolecules (DNA). Since ionizing radiation can cause oxidative damage and produce reactive oxygen species, the main goal of this investigation was to establish the influence of parameters of oxidative status and oxidative damage on chromosomal aberrations and micronuclei frequency in peripheral blood lymphocytes from donors and to examine possible correlations.*

*The results showed significant inter-individual variability in all analyzed parameters, as well as dose-dependent increases. Correlation analysis for overall response („HRR" parameters) confirmed the t-test analysis, i.e. donors with lower values for antioxidant status parameters had increased levels of cytogenetic damage and higher responses to irradiation. Unlike them, the group of donors with better antioxidative protection showed a lower response than expected. Besides well established cytogenetic biomarkers of radiation exposure, our results indicated a promising future use for biochemical oxidative status parameters in routine radiation protection practice, since together they can provide a complete radiation response profile in cases of continuous low dose exposure, as well as in a radiation emergency.*

# НАСЉЕДНИ ЕФЕКТИ ЈОНИЗУЈУЋЕГ ЗРАЧЕЊА – ПРОЦЈЕНЕ РИЗИКА

**Иванка АНТОВИЋ[1] и Невенка М. АНТОВИЋ[2]**

*1) Департман за биомедицинске науке, Државни универзитет у Новом Пазару, Србија, Ivanka_Antovic@yahoo.com*

*2) Природно-математички факултет, Универзитет Црне Горе, Подгорица, Црна Гора, nenaa@rc.pmf.ac.me*

***САДРЖАЈ***

*У раду су представљени насљедни ефекти зрачења, онако како их разматрају Међународна комисија за радиолошку заштиту и Научни комитет за ефекте зрачења Уједињених нација. Дати су и фактори помоћу којих се, за човјечије генетске болести, процјењује ризик од зрачења, тј. ризик по јединици дозе, укључујући мутациону компоненту. Користећи номиналне коефицијенте ризика за насљедне ефекте након излагања ниским јачинама доза, које даје Међународна комисија за радиолошку заштиту у препорукама 103 из 2007. године, ризици су процијењени за одраслу, репродуктивно способну, популацију на територији Никшића (Црна Гора), од доза усљед спољашњег излагања терестријалном гама зрачењу напољу. У смислу илустрације, узимајући у обзир различито трајање периода репродуктивне способности код мушкараца и жена, ризик од насљедних ефеката у средњем је процијењен на $0{,}69\cdot10^{-5}$ за мушкарце и $0{,}44\cdot10^{-5}$ за жене. За исте дозе, примљене у истом периоду, процијењени су и ризици од другог стохастичког ефекта, тј. ризици од канцера – у средњем $0{,}28\cdot10^{-3}$ за мушкарце и $0{,}18\cdot10^{-3}$ за жене.*

## 1. УВОД

Међународна агенција за истраживање канцера (енг. *International Agency for Research on Cancer*, IARC) Свјетске здравствене организације (енг. *World Health Organization*, WHO), сва јонизујућа зрачења сврстава у групу 1, тј. агенсе који су *канцерогени по људе.* На примјер, у IARC монографији из 2000. године [1], у којој су разматрани канцерогени ефекти јонизујућих зрачења – X, гама и неутрона, сви су сврстани у групу 1 (*канцерогени по људе*). При чему, код прва два типа (X и гама) – на основу *довољно* доказа о канцерогености и код људи и код експерименталних животиња, док је за неутроне нађено да је *довољно* доказа о канцерогености код експерименталних животиња, а да постоје *неадекватни* докази о канцерогености код људи. У IARC монографији из 2012. године [2], посебно су разматрана алфа зрачења, те су појединачно у групу 1 сврстани алфа емитери, и то, осим радона ($^{222}$Rn), изотопи радијума ($^{224}$Ra, $^{226}$Ra, $^{228}$Ra), $^{232}$Th, $^{239}$Pu, у организам унесени алфа емитери. Такође, разматрани су и бета емитери, и у групу 1 сврстани су краткоживећи изотопи јода (укључујући $^{131}$I), $^{32}$P, мјешавине продуката фисије, у организам унесени бета емитери.

У овим публикацијама, као и у публикацијама Међународне комисије за радиолошку заштиту (енг. *International Commission on Radiological Protection,* ICRP) и извјештајима Научног комитета за ефекте зрачења Уједињених нација (енг. *United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation,*

UNSCEAR) систематизовани су и разматрани релевантни резултати истраживања, који су им претходили, а сугеришу се и начини процјене ризика од зрачења. Може се рећи да су, генерално, процјене детерминистичких ефеката јонизујућег зрачења (тј. прагова доза за детерминистичке ефекте, односно реакције ткива), остале непромијењене током дужег периода времена. Кад је ријеч о стохастичким ефектима зрачења, процјене ризика су претрпјеле одређене промјене (на примјер, у периоду између ICRP 60 [3] и ICRP 103 [4]), посебно кад је ријеч о ризику од насљедних обољења, за који се данас сматра да је претходно био унеколико прецијењен.

## 2. НАСЉЕДНИ ЕФЕКТИ ЈОНИЗУЈУЋЕГ ЗРАЧЕЊА

У циљу бољег разумијевања образаца насљеђивања, које показују болести настале усљед ефеката јонизујућег зрачења на генима и хромозомима, потребно је подсјетити на основне типове насљеђивања.

Однос између алела гена, односно њихова интеракција, може бити у виду потпуне доминантности, непотпуне доминантности и кодоминантности, од чега зависи и тип насљеђивања неке особине: (потпуно) доминантно-рецесивни, интермедијарни и кодоминантни, редом.

У односу на тип хромозома на којем се налази ген који одређену особину детерминише, постоји – аутозомно и насљеђивање везано за пол. Аутозомно наслеђивање се односи на оне особине које су детерминисане генима на аутозомима, и може бити доминантно и рецесивно. За особину која је аутозомно доминантна карактеристично је хетерозиготно стање (код особа са једним мутираним и једним нормалним алелом; аутозомно доминантна особина се може пратити кроз генерације), за разлику од рецесивних особина које се испољавају у хомозиготном стању (двоструко присутан мутирани алел; аутозомно рецесивна особина се генерацијски не може пратити).

Полно везано наслеђивање (постоји и насљеђивање које је дјелимично везано за пол, као и оно које је ограничено полом), се односи на оне особине које су детерминисане генима на полним хромозомима, и може бити X-везано (за гене на X хромозому) и Y-везано (за гене на Y хромозому). Рецесивна особина која је везана за X хромозом најчешће се јавља код мушкараца (хемизиготна за мутирани алел на једином X хромозому). Како медицинска генетика показује [5], особама мушког пола, болести које се насљеђују X-везано рецесивно преносе здрави женски хетерозиготи – преносиоци. Женским потомцима их преносе афицирани очеви, чинећи их тако преносиоцима. У случају X-везаног доминантног насљеђивања поједине особине се манифестују и код женских и код мушких хетерозигота са мутираним алелом на X хромозому. Подједнака је вјероватноћа да се особина пренесе на мушке и женске потомке. Међутим, афицирани отац овакву особину преноси искључиво својим женским потомцима.

Јасно је да је насљеђивање везано за Y-хромозом (тзв. холандрично насљеђивање) карактеристично за мушке особе. У овом случају, афицирани отац особину преноси искључиво својим мушким потомцима.

Из медицинско-генетичких студија слиједи да се тзв. Менделовим (моногенским, једнофакторским) насљеђивањем насљеђује преко 16 000 особина или поремећаја [5]. У питању је насљеђивање особина које детерминише један ген, као и поремећаја/болести који настају усљед мутација на једном гену.

Код аутозомно доминантних мутација, појединачни ген наслијеђен од родитеља, у хетерозиготном стању, довољан је [4] да узрокује болест типа неурофиброматозе, ахондроплазије, Марфановог синдрома, док Х-везане код мушкараца узрокују хемофилију, Дишенову мишићну дистрофију, Фабријеву болест.
С друге стране, тзв. *честе болести*, односно оне које у многим земљама највише доприносе општем морбидитету и морталитету, посљедица су интеракције већег броја гена (због чега се зову квантитативне или полигенске особине, а њихово насљеђивање – полигенско наслеђивање) и фактора животне средине (вишефакторско наслеђивање). У овом случају, однос између мутације и болести је сложен, тј. не показују уобичајене, Менделове, обрасце насљеђивања. Овакви поремећаји би се могли подијелити у двије групе – урођене аномалије (срчани дефекти, на примјер) и хроничне болести одраслих (хипертензија, коронарна срчана обољења, дијабетес...), али су и даље ограничена сазнања о укљученим генима, врстама мутација, као и природи утичућих фактора животне средине, без обзира на моделе који су у датом смислу коришћени (и извјесне помаке у процјенама ризика за болести узроковане и генетским и факторима животне средине) [4].

## 2.1. ФАКТОРИ ЗА ПРОЦЈЕНЕ РИЗИКА

За све човјечије генетске болести, ризик по јединици дозе уствари је производ четири фактора [4]: P, 1/DD, MC и PRCF, гдје је: P – учестаност, DD – дуплирана доза, која, према претпоставци, може да изазове онолико мутација колико се спонтано јавља у једној генерацији (тј. други члан је релативни мутациони ризик по јединици дозе), MC – мутациона компонента за различите болести (релативна мјера односа промјене у стопи мутације и повећања учестаности болести), а PRCF (енг. *potential recoverability correction factor*) – корекциони фактор за потенцијални опоравак за различите мутације, на основу кога се разликује могућност опоравка мутација код живорођених (фракција мутација компатибилна са ембрионским/феталним развојем).
Директни подаци у вези са зрачењем индукованим мутацијама постоје за животиње (мишеве) [4], па је потребно повезати стопе мутације код мишева и ризик од генетских болести изазваних зрачењем код живорођених у хуманој популацији, тј. стопе на којима би мутације које изазивају болести код живорођених могле бити опорављене.
Уобичајено се, према могућности опоравка, гени сврставају у три групе: прву групу чине они за које опоравак није вјероватан, другу – они чији је опоравак несигуран, а трећу – они са потенцијалом опоравка. На примјер, према резултатима анализа укупно 67 аутозомно доминантних и Х-везаних гена [6], аутозомно доминантних гена који се сврставају у групу 1 има 42 (с инциденцом $46.45 \cdot 10^{-4}$), док их је у групама 2 и 3 укупно 17 (с инциденцом $55{,}90 \cdot 10^{-4}$), и за њих се *отежани*[1] PRCF рачуна узимајући у обзир њихов број и инциденцу, те укупан број и укупну инциденцу (59 и 102,35, редом), по формули $(55{,}9 \cdot 17)/(102{,}35 \cdot 59)$, у износу 0,157. Аутозомно доминантних + Х-везаних, у групи 1 је 43, а у групама 2 и 3 – 24, с инциденцама $48{,}95 \cdot 10^{-4}$ и $60{,}90 \cdot 10^{-4}$, редом, с *отежаним* PRCF од 0,199. Дакле, аутозомно доминантни гени (који чине најважнију групу с аспекта генетских ризика) имају за ред величине већу инциденцу него Х-везани (који, иако

[1] (*отежавање* се врши да би се у обзир узеле разлике у инциденци различитих болести)

доприносе повећању мутационе стопе, имају инциденцу у износу 0,15 %), а UNSCEAR [6] за процјене ризика (по Gy) за прву и другу генерацију потомака препоручује коришћење PRCF у опсегу између 0,15 и 0,30 за болести изазване и аутозомно доминантним и X-везаним генима. За разлику од овог PRCF за мутације појединачних гена, за хроничне болести, као и за сваки вишефакторски фенотип, он је од $0{,}15^x$ до $0{,}30^x$, гдје x представља број генских локуса, који су независни један од другог. Да не би дошло до потцјењивања ризика, UNSCEAR препоручује коришћење PRCF у износу између 0,02 и 0,09 [6].

За урођене аномалије, иако су, вјероватно, основна нежељена генетска посљедица озрачивања код човјека (и као такве се јављају у савременом концепту заштите од зрачења), PRCF се не процјењује, већ се то рјешава примјеном метода дуплиране дозе (DD). Овај метод данас подразумијева коришћење комбинованих података – за хуману популацију и за мишеве (кад су у питању зрачењем индуковане мутације). Међутим, иако тај приступ даје вриједност дуплиране дозе од (0,82 ± 0,29) Gy [4], а на основу ревидираних процјена средње стопе спонтаних мутација код човјека и средње стопе зрачењем изазваних мутација код миша[2], и ICRP и UNSCEAR препоручују наставак коришћења вриједности DD од 1 Gy [4, 6], а која је добијена у експериментима са мишевима.

## 2.2. МУТАЦИОНА КОМПОНЕНТА

Мутациона компонента (MC) се процјењује за било коју генерацију од интереса – након једног или перманентног повећања стопе мутације (излагање у свакој генерацији). За излагање у једној генерације, тј. једно повећање стопе мутације, она је $MC_1(t) = s(1-s)^{t-1}$, а за излагање у више узастопних генерација, тј. Перманентно повећање стопе мутације: $MC_п(t) = 1-(1-s)^t$. Функција је времена t, и иста је за прву генерацију након озрачивања ($MC_1 = MC_п = s$; гдје је s селекциони коефицијент). Овакав концепт подразумијева да, уколико нема даљег озрачивања у наредним генерацијама, MC пада на нулу при стопи (1-s) по генерацији [4]. С друге стране, перманентно повећање стопе мутације, значи повећање MC до 1 (нова равнотежа). Из овога слиједи да једно повећање стопе мутације доводи до прелазног повећања учестаности болести у првој генерацији, али током времена долази до успостављања старе равнотеже, док перманентно повећање исте доводи до континуалног раста учестаности болести све док се не достигне MC = 1 за нову равнотежу (у којој одређено процентуално повећање стопе мутације доводи до једнаког процента повећања учестаности болести) [4].

Средњи селекциони коефицијент за природне/спонтане болести је 0,294, због чега се при процјенама ризика MC узима у износу 0,30 за аутозомно доминантне, али и X-везане болести (за прву генерацију након озрачивања) [4, 6]. X-везане болести нијесу посебно разматране, али се подразумијева да се иста вриједност (прва генерација: MC = s = 0,3, и промјене MC у сљедећим генерацијама сличне онима код аутозомно доминантних болести) може примијенити без потцјењивања ризика. За

[2] Средња стопа спонтаних мутација за 26 фенотипова аутозомно доминантних болести, а које се односе на мутације у око 135 хуманих гена, сматра се једнаком $(2{,}95 \pm 0{,}64)\cdot 10^{-6}$ по гену и генерацији, а средња стопа индукованих мутација 34 генска локуса миша, при хроничним излагањима фотонима (X, γ), је процијењена на $(0{,}36 \pm 0{,}10)\cdot 10^{-5}$ по гену и греју испоручене дозе (за акутна озрачивања она је три пута већа и износи $(1{,}08 \pm 0{,}30)\cdot 10^{-5}$ по гену и греју).

аутозомно рецесивне болести, МС у првој генерацији је близу нуле, тј. мутације не резултују болестима код прве генерације потомака. Код перманентног повећања стопе мутације, вриједност МС се повећава и достиже 1 у новој равнотежи, али брзине достизања те равнотеже су различите за болести које се различито насљеђују, и зависе од s и времена након озрачивања израженог у генерацијама. С друге стране, за хроничне болести, тј. вишефакторске болести које имају високу популациону учестаност, UNSCEAR [6], на примјер, процјењује ризик од хроничних вишефакторских болести помоћу МС = 0,02 (за прву и другу генерацију након озрачивања, и у случају озрачивања у једној генерацији, и у случају озрачивања у више узастопних генерација).

## 3. ПРОЦЈЕНЕ РИЗИКА ОД НАСЉЕДНИХ ЕФЕКАТА

У публикацији ICRP 60 [3], ризик од насљедних ефеката је процијењен за прве двије генерације, као и за нову равнотежу, за континуално излагање зрачењу из генерације у генерацију, дајући коефицијент ризика у % по греју за репродуктивно способну популацију (одрасле) и укупну популацију. До прве двије генерације потомака, ови коефицијенти су за Менделове и хромозомске болести – 0,3 и 0,1, редом, вишефакторске – 0,23 и 0,09, редом (укупно: 0,53 и 0,19, редом); а за нову равнотежу – 1,2 и 0,5, редом (Менделове и хромозомске болести), 1,2 и 0,5, редом (вишефакторске болести). При томе, за нову равнотежу коришћен је додатни тежински фактор (у номиналним коефицијентима вјероватноће за стохастичке ефекте) за изгубљене године живота, 0,013 по греју – за озбиљне насљедне ефекте. Препоруке ICRP 103 дају коефицијенте ризика за прве двије генерације (излагање зрачењу из генерације у генерацију) представљене у табели 1. Приступ је другачији него у ICRP 60, без обзира што је у неким случајевима дао сличне вриједности коефицијената. Сматра се да је средња вриједност коефицијента ризика за укупну популацију уствари 40% оне за одрасле особе, тј. репродуктивну популацију. У табели 1, вриједности означене са * односе се на случајеве разматрања само једне генерације потомака (прве), уз напомену да, ако се узму доње границе опсега за Менделове и хроничне болести, вриједности су 0,30 и 0,12% по Gy, редом, за репродуктивно способну и укупну популацију.

**Табела 1. Коефицијенти ризика за насљедне болести – у % по Gy [4]**

| **Болести** | **Опсег за репродуктивно способну популацију** | **Средња вриједност за репродуктивно способну популацију** | **Средња вриједност за укупну популацију** |
|---|---|---|---|
| Менделове | 0,13-0,25<br>0,075-0,150* | 0,19<br>0,11* | 0,08<br>0,05* |
| Хроничне | 0,03-0,12<br>0,025-0,120* | 0,08<br>0,07* | 0,03<br>0,03* |
| Урођене аномалије | 0,24-0,30<br>- | 0,27<br>0,20* | 0,11<br>0,08* |
| | Укупно: | 0,54<br>0,38* | 0,22<br>0,16* |

Суштинске промјене у новијим препорукама за процјене ризика од насљедних

ефеката посљедица су другачијег приступа. Подразумијевано је: да су велике мултигенске делеције основне зрачењем изазване мутације, и више доводе до развојних аномалија него до Менделових болести; да хроничне болести имају малу мутациону компоненту и зато су врло мало одговорне за зрачењем изазвано повећање стопе мутације, итд. Нови коефицијенти су дати за излагања и ризике за само двије генерације (не и за нову равнотежу). У покушају да се процијене ризици за 5 или 10 генерација, какав приступ би, могуће је, био адекватнији с обзиром на све утичуће факторе, UNSCEAR 2001 [6] сугерише да би, на примјер, учестаност аутозомно доминантних болести у тим генерацијама (на 100 000) била већа него у другој генерацији потомака, за фактор нешто изнад 1.

Коначно, номинални коефицијенти ризика за насљедне ефекте (након озрачивања ниским јачинама доза), који могу бити коришћени у процјенама ризика, по препоруци ICRP 103 [4], износе:

$0{,}2 \cdot 10^{-2}$ по Sv – за цијелу (изложену) популацију,

$0{,}1 \cdot 10^{-2}$ по Sv – за одраслу популацију,

и оба су мања од оних који су били дати у ICRP 60 ($1{,}3 \cdot 10^{-2}$ по Sv и $0{,}8 \cdot 10^{-2}$ по Sv, редом).

Треба напоменути да се ови коефицијенти (генетског ризика), као вјероватноће појављивања штетних ефеката озрачивања код потомака реципијента зрачења, изражене до друге генерације (на коју могу бити пренесене изазване мутације), у суштини разликују од коефицијената ризика од канцера којима се одређују вјероватноће ефекта на озраченим особама ($5{,}5 \cdot 10^{-2}$ по Sv – за цијелу популацију, $4{,}1 \cdot 10^{-2}$ по Sv – за одраслу популацију [4], што је такође нешто ниже него што је било наведено у ICRP 60: $6{,}0 \cdot 10^{-2}$ по Sv – за цијелу популацију, $4{,}8 \cdot 10^{-2}$ по Sv – за одраслу популацију).

## 4. ПРОЦЈЕНЕ РИЗИКА ОД НАСЉЕДНИХ ЕФЕКАТА ЗА ДОЗЕ ТЕРЕСТРИЈАЛНОГ ЗРАЧЕЊА У НИКШИЋУ, ЦРНА ГОРА

Користећи податке о дозама терестријалног гама зрачења напољу (*outdoors*), које су на територији Никшића мјерене директно и процјењиване на основу концентрација активности природних радионуклида ($^{226}$Ra, $^{232}$Th и $^{40}$K) и вјештачког радионуклида $^{137}$Cs у узорцима земљишта са истих локација [7], могао би се, у смислу илустрације, процијенити и ризик од насљедних ефеката.

Наиме, на 10 локација (табела 2), јачине апсорбоване дозе у ваздуху на 1 m висине изнад тла, измјерене су (помоћу CANBERRA Inspector 1000) и процијењене (израчунате) на основу концентрација активности радионуклида у узорцима земљишта са истих локација, измјерених помоћу ORTEC HPGe гама спектрометра GEM-40190, релативне ефикасности 40%, уз примјену одговарајућих дозних коефицијената.

Минимум, максимум, средња вриједност, стандардна девијација и медијана, били су око: 61, 171, 103, 35,7 и 89,2 nGy/h, редом (процијењена јачина апсорбоване дозе), 38, 95, 63,8, 17,6 и 64,5 nGy/h, редом (директно измјерена јачина апсорбоване дозе), 75,1, 210, 126, 43,8 и 109 μSv, редом (годишња ефективна доза процијењена на основу израчунате јачине апсорбоване дозе), и 46,6, 116, 78,3, 21,6 и 79,1 μSv, редом (годишња ефективна доза процијењена на основу измјерене јачине апсорбоване дозе). На основу ових података, процијењен је и ризик од канцера (цјеложивотни, узимајући животни вијек у трајању од 70 година) [7].

Резултати анализа, који се односе на одраслу (репродуктивно способну популацију), базирани на јачинама апсорбоване дозе на 1 m висине изнад тла, које су процијењене на основу концентрација активности радионуклида у земљишту [7], представљени су у табели 2.

Подразумијевано је примање дозе овог зрачења током 35 година за жене и 55 година за мушкарце (условно узимајући у обзир репродуктивну зрелост од петнаесте године живота, и просјечно трајање живота од 70 година). Коришћени су претходно наведени коефицијенти ризика, $4{,}1\cdot10^{-2}$ по Sv – за ризик од канцера и $0{,}1\cdot10^{-2}$ по Sv – за ризик од насљедних болести [4], с обзиром да се разматра одрасла популација.

**Табела 2. Процјене ризика од дозе терестријалног зрачења у Никшићу, Црна Гора.**

| **Локација** | **Координате** | **$D^{i}$, nGy/h [7]** | **$E^{ii}$, μSv/год. [7]** | **$R^{iii}$, ($\cdot10^{-3}$)** | **$R^{iv}$, ($\cdot10^{-3}$)** | **$R^{v}$, ($\cdot10^{-5}$)** | **$R^{vi}$, ($\cdot10^{-5}$)** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| НК-1 | N 42˚51.100’ E 18˚55.102’ | 171 | 210 | 0,30 | 0,47 | 0,73 | 1,15 |
| НК-2 | N 42˚48.820’ E 18˚55.392’ | 79 | 97 | 0,14 | 0,22 | 0,34 | 0,53 |
| НК-3 | N 42˚46.788’ E 18˚51.790’ | 149 | 183 | 0,26 | 0,41 | 0,64 | 1,01 |
| НК-4 | N 42˚46.821’ E 18˚54.638’ | 95 | 116 | 0,17 | 0,26 | 0,41 | 0,64 |
| НК-5 | N 42˚46.966’ E 18˚55.704’ | 90 | 110 | 0,16 | 0,25 | 0,39 | 0,61 |
| НК-6 | N 42˚43.999’ E 19˚08.165’ | 88 | 108 | 0,16 | 0,24 | 0,38 | 0,60 |
| НК-7 | N 42˚43.676’ E 19˚07.915’ | 74 | 91 | 0,13 | 0,21 | 0,32 | 0,50 |
| НК-8 | N 42˚43.764’ E 19˚05.853’ | 86 | 106 | 0,15 | 0,24 | 0,37 | 0,58 |
| НК-9 | N 42˚46.550’ E 18˚58.503’ | 132 | 162 | 0,23 | 0,37 | 0,57 | 0,89 |
| НК-10 | N 42˚44.460’ E 18˚56.316’ | 61 | 75 | 0,11 | 0,17 | 0,26 | 0,41 |

i – јачина апсорбоване дозе у ваздуху, на 1 m висине изнад тла; ii – годишња ефективна доза; iii – ризик од канцера (жене); iv – ризик од канцера (мушкарци); v – ризик од насљедних ефеката (жене); vi – ризик од насљедних ефеката (мушкарци)

Ризик од канцера, као посљедица спољашњег озрачивања током 35 година (условно узет период репродуктивне способности жене), дозом која на територији Никшића долази од терестријалног зрачења напољу, за 10 локација које су дате у табели 2, показао је минимум, максимум, средњу вриједност, стандардну девијацију и медијану у износу ($\cdot10^{-3}$) око 0,11, 0,30, 0,18, 0,06 и 0,16, редом; док је за мушкарце (озрачивање током 55 година условно узете репродуктивне способности мушкарца) то око ($\cdot10^{-3}$) – 0,17, 0,47, 0,28, 0,1 и 0,25, редом.

С друге стране, процјене су показале да ризик од насљедних ефеката, за исте локације и дозе, има минимум, максимум, средњу вриједност, стандардну девијацију и медијану око ($\cdot10^{-5}$) – 0,26, 0,73, 0,44, 0,15 и 0,38, редом (за жене), и 0,41, 1,15, 0,69, 0,24 и 0,60, редом (за мушкарце).

## 5. ЛИТЕРАТУРА

[1] International Agency for Research on Cancer (IARC). IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans: ionizing radiation, part 1: X- and gamma (γ)-radiation, and neutrons. Vol. 75, 2000.

[2] International Agency for Research on Cancer (IARC). Radiation – IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Vol. 100 D, 2012.

[3] International Commission on Radiological Protection (ICRP). ICRP Publication 60: 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. *Ann. ICRP*, 21(1-3), Pergamon Press, Oxford, 1991.

[4] International Commission on Radiological Protection (ICRP). ICRP Publication 103: Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, *Ann. ICRP*, 37(2-4), Elsevier, 2007.

[5] P. Turnpenny, S.Ellard. *Емеријеви основи медицинске генетике*. Data Status, Београд, 2009 (редактори издања на српском језику – проф. др Ивана Новаковић, проф. др Љиљана Вапа).

[6] United Nations Scientific Committee on the effect of Atomic Radiation (UNSCEAR). UNSCEAR 2001 Report to the general assembly, with scientific annex: Hereditary effects of radiation. United Nations, New York, 2001.

[7] N. M. Antović, N. Svrkota, I. Antović, R. Svrkota, R. Žižić, D. Živković. Radioactivity impact assessment of Nikšić region in Montenegro. *J. Radioanal. Nucl. Chem.,* 302 (2), 2014, 831-836.

# HEREDITARY EFFECTS OF IONIZING RADIATION – RISK ESTIMATIONS

**Ivanka ANTOVIĆ[1] and Nevenka M. ANTOVIĆ[2]**

*1) Department of Biomedical Sciences, State University of Novi Pazar, Serbia, ivanka_antovic@yahoo.com*

*2) Faculty of Natural Sciences and Mathematics, University of Montenegro, Podgorica, Montenegro, nenaa@rc.pmf.ac.me*

***ABSTRACT***

*Hereditary effects of radiation, discussed in the recommendations and reports of the International Commission on Radiological Protection and United Nations Scientific Committee on the effect of Atomic Radiation, are presented in the work. The factors used in estimating radiation risk for human genetic diseases, i.e., risk per unit dose, are also given, including the mutation component. Using the nominal risk coefficients for heritable effects after exposure to radiation at low dose rate, given in the International Commission on Radiological Protection Recommendations 103 from 2007, risks for adults, i.e., reproductive population at the territory of Nikšić (Montenegro), due to doses received from external terrestrial gamma radiation outdoors, were estimated. As an illustration, taking into account different the reproductive periods for males and females, a risk for hereditary effects was estimated to be with an average of $0.69 \cdot 10^{-5}$ for males and $0.44 \cdot 10^{-5}$ for females. For the same doses, received during the same period (duration of the reproductive period), a risk for the other stochastic effect, i.e., cancer risk, was also estimated and showed an average of $0.28 \cdot 10^{-3}$ for males, and $0.18 \cdot 10^{-3}$ for females.*

# РАДИОАКТИВНИ ОТПАД И ДЕКОНТАМИНАЦИЈА

# ИСПИТИВАЊЕ САДРЖАЈА РАДИОНУКЛИДА У ЛИШАЈЕВИМА ИЗ ХАНГАРА Н2

**Наташа ЛАЗАРЕВИЋ, Марија ЛЕКИЋ, Невена ЗДЈЕЛАРЕВИЋ и Милутин ЈЕВРЕМОВИЋ**

*Јавно предузеће „Нуклеарни објекти Србије“, Београд, Србија,*
*natasa.lazarevic@nuklearniobjekti.rs*

***САДРЖАЈ***

*У току реализације пројекта санације стања старих хангара Х1 и Х2 рађена је карактеризација историјског отпада, са циљем да се окарактерисан отпад пребаци у нови хангар Х3 или утврди, у неким случајевима, да су испуњени услови за ослобађање од регулаторне контроле. Извршена је гамаспектрометријска анализа узорака лишајева из хангара Х2 и представљени су добијени резултати специфичне активности. Утврђено је да изорци лишајева имају специфичну активност изнад прописаног нивоа, потребног за ослобађање од регулаторне контроле.*

## 1. УВОД

У хангарима Х1 и Х2 се налази историјски отпад прикупљан више деценија за потребе бивше СФРЈ. Реализацијом пројекта IAEA TC SRB 3004 предвиђено је пребацивање свог радиоактивног отпада из хангара Х1 и Х2 у нови хангар Х3, после одговарајућег третмана у постројењу за прераду отпада, као и пребацивање свих јаких извора у Безбедно складиште. Добијањем лиценце од Агенције за заштиту од јонизујућег зрачења и нуклеарну сигурност Србије за трајни престанак рада старих хангара (Х1 и Х2) и њихове околине у новембру 2016. кренуло се са реализацијом једне фазе пројекта. У програму трајног престанка рада старих хангара Х1 и Х2, пројектом за спровођење активности планирано је као једна од активности радиолошка карактеризација материјала и објеката. Реализацијом пројекта декомисије старих хангара Х1 и Х2 рађена је карактеризација историјског отпада, са циљем да се окарактерисан отпад пребаци у нови хангар Х3 или утврди, у неким случајевима, да су испуњени услови за ослобађање од регулаторне контроле. С обзиром да се у хангаре складиштио нискоактивни отпад више деценија, може се претпоставити да је, у неким случајевима, радиоактивним распадом у довољно дугом временском периоду, дошло до снижавања специфичне активности отпада испод границе за ослобађање од регулаторне контроле. У том циљу рађена је гамаспектрометријска анализа узорака лишајева из хангара Х2, који су били спаковани у 12 пластичних буради.

Познато је да је након Чернобиљског акцидента ослобођена огромна количина радионуклида фисионих продуката, које су се ваздушним масама раширили по Европи, што је условило радиоактивном контаминацијом животне средине. Многи радови, објављени у периоду после тога, указују на повећан садржај $^{137}$Cs у земљишту, трави и другим биљкама [1].

За лишајеве и маховине је карактеристично да имају способност акумулације радионуклида, као што су космогени радионуклид $^{7}$Be, антропогени радионуклиди као што су $^{55}$Fe, $^{90}$Sr, $^{137}$Cs, $^{106}$Ru, $^{144}$Ce, $^{125}$Sb, плутонијум пореклом из нуклеарних

електрана и тестирања нуклеарног оружја, као и природни радионуклиди $^{40}$K, као и $^{238}$U и његови потомци [2, 3, 4]. Због тога су лишајеви и маховине специфични билошки радиосензори.

У овом раду анализирани су узорци лишајева *Lichen Islandicus*, који су били ускладиштени у хангару X2 од 1988. године, након преузимања од Завода за проучавање лековитог биља „Јосиф Панчић“, који је тада, на основу добијених информација од људи који су радили на овим пословима, покушао извоз лишајева, али је контролом радиоактивности утврђено да су имали повећан ниво контаминације у односу на прописане границе. Иначе, ова врста лишајева се користи за добијање сирупа и препарата за искашљавање и обољења дисајних органа и има антибиотско деловање [5].

## 2. ЕКСПЕРИМЕНТАЛНИ ДЕО

Узорци лишајва су били упаковани у 12 пластичних буради, при чему је маса сваког износила око 30 kg. Лишајеви у бурадима су били без оргиналног паковања, па је као репрезентативни узорак узет по један узорак из сваког бурета, са циљем да се за оне узорке, за које се успостави да су специфичне вредности радионуклида ниже од дозвољених граница, ураде додатне анализе. Узорци који буду имали специфичне вредности радионуклида изнад граница прописаних за клиренс, биће изузети из разматрања за ослобађање од регулаторне контроле и ускладиштени у хангар X3.

Узорци лишајева масе око 1 kg су узети из сваког бурета, при чему је саржај предходно добро промешан. Узорак је поново мешан и уситњаван сецкалицом, након чега је сушен до константне масе на 105℃ до 48h. Узорци лишајева су стављени у Маринели посуде од 0,5 l и затопљени остављени 40 дана до успостављања радиоактивне равнотеже [6].

Гамаспектрометријска анализа је извршена за 12 узорака лишајева на HPGe ORTEC GEM 50 детектору релативне ефикасности 50% и енергетском резолуцијом FWHM 1,67 keV за $^{60}$Co на 1,33 MeV. Време мерења узорака је било 86 000 s.

## 3. РЕЗУЛТАТИ И ДИСКУСИЈА

У табели 1 су дати резултати гамаспектрометријске анализе узорака лишајева.

Добијена специфична активност $^{137}$Cs у испитиваним узорцима је у интервалу 1700-4200 Bq/kg, а специфична активност $^{40}$K у интервалу 41-310 Bq/kg. Примећује се да је у узорку број 16 специфична активност $^{40}$K значајно виша него код осталих узорака. Приликом припреме узорка, утврђено је да је текстура узорка из бурета 16 другачија и делује као да су лишајеви измешани са маховином, па је то могући узрок за ред величине већу специфичну активност $^{40}$K у узорку број 16.

Измерене специфичне активности радионуклида $^{226}$Ra и $^{232}$Th у свим испитиваним узорцима су испод минималних детектабилних активности: 20 Bq/kg за $^{226}$Ra и 15 Bq/kg за $^{232}$Th.

Добијене вредности специфичне активности $^{137}$Cs у испитиваним узорцима лишајева су више од нивоа за ослобађање од регулаторне контроле, који за садржај $^{137}$Cs износи 1 Bq/g [7].

**Табела 1. Специфичне активности узорака лишајева**

| Ознака бурета | Специфична активност[Bq/kg] | | | |
|---|---|---|---|---|
| | $^{137}$Cs | $^{226}$Ra | $^{232}$Th | $^{40}$K |
| 1 | 2400 ± 300 | < 20 | < 15 | 60 ± 6 |
| 2 | 3500 ± 400 | < 20 | < 15 | 64 ± 6 |
| 3 | 2500 ± 300 | < 20 | < 15 | 41 ± 4 |
| 4 | 3300 ± 400 | < 20 | < 15 | 49 ± 4 |
| 5 | 1900 ± 200 | < 20 | < 15 | 39 ± 3 |
| 6 | 3000 ± 400 | < 20 | < 15 | 40 ± 4 |
| 7 | 2500 ± 300 | < 20 | < 15 | 54 ± 5 |
| 8 | 4200 ± 500 | < 20 | < 15 | 52 ± 5 |
| 9 | 2500 ± 300 | < 20 | < 15 | 59 ± 5 |
| 10 | 2600 ± 300 | < 20 | < 15 | 48 ± 3 |
| 11 | 2200 ± 300 | < 20 | < 15 | 46 ± 4 |
| 16 | 1700 ± 200 | < 20 | < 15 | 310 ± 20 |

Специфичне активности $^{40}$K, $^{226}$Ra и $^{232}$Th у свим испитиваним узорцима су испод прописаних граница радиоактивне контаминације, дефинисаних правилником [7], по коме се материјал не може одлагати у животну средину без даљег надзора Агенције за заштиту од јонизујућих зрачења и нуклеарну сигурност Србије, ако је садржај природних радионуклида у материјалу већи од прописаних граница радиоактивне контаминације, и то за $^{40}$K > 10 Bq/g и остале природне радионуклиде > 1 Bq/g.

## 4. ЗАКЉУЧАК

На основу резултата специфичне активности $^{137}$Cs у испитиваним узорцима лишајева, који су добијени као резулатат гамаспектрометријске анализе, може се закључити да је садржај $^{137}$Cs у узорцима изнад прописаног нивоа за ослобађање од регулаторне контроле, па се због тога овај материјал не може ослободити од регулаторне контроле и мора се и даље третирати као радиоактивни отпад.

## 5. ЛИТЕРАТУРА


[1] C. Papastefanou, M. Manolopoulou, S. Charalambous. Radiation measurements and radioecological aspects of fallout from the Chernobyl reactor accident. *J. Environ. Radioactivity.* 7, 1988a, 49-64.

[2] P. Eckl, R.Turk, W. Hofmann. Natural and man-made radionuclide concentration in lichens at several locations in Austria. *Nord. J. Bot.* 4, 1984, 521-524.

[3] P. Eckl, W. Hofmann, R. Turk. Uptake of natural and man-made radionuclides by lichens and mushrooms. *Radiat. Environ. Biophys.* 25, 1986, 43-54.

[4] C. Papastefanou, M. Manolopoulou, T. Sawidis. Lichens and Mosses: Biological Monitors of Radioactive Fallout from the Chernobyl Reactor Accident. *J. Environ. Radioactivity.* 9, 1989, 199-207.

[5] J. Boustie, S. Tomasi, M. Grube. Bioactive lichen metabolites: alpine habitats as an untapped source. *Phytochem. Reviews*. *10(3),* September 2011, 287–307.

[6] Measurement of Radionuclides in Food and the Environment, *IAEA Technical Report Series No.295.* IAEA, Vienna, 1989.

[7] Правилник о границама радиоактивне контаминације лица, радне и животне средине и начину спровођења деконтаминације. Сл.гл. РС 38/11, 2011.

# DETERMINATION OF RADIONUCLIDES IN LICHEN FROM STORAGE H2

**Nataša LAZAREVIĆ, Marija LEKIĆ, Nevena ZDJELAREVIĆ and Milutin JEVREMOVIĆ**

*Public Company „Nuclear Facilities of Serbia“, Belgrade, Serbia,*
*natasa.lazarevic@nuklearniobjekti.rs*

***ABSTRACT***

*During implementation of the project for decommissioning old hangars H1 and H2 characterization of historical radioactive waste was performed, in order to characterize the waste before transfer into the new hangar H3 and to determine, in some cases, whether the conditions for the release of regulatory control are fulfilled. Gamma spectrometric analysis of lichen samples from the hangar H2 was performed and the results of specific activity have been presented. It was found that lichens samples have a specific activity above the prescribed levels, needed for the release from the regulatory control.*

# STABILNOST $Co^{2+}$, $Sr^{2+}$ I $Ni^{2+}$ JONA SORBOVANIH OTPADNIM KERAMIČKIM PLOČICAMA I CREPOM

**Marija ŠLJIVIĆ-IVANOVIĆ[1], Ivana JELIĆ[2], Ivana SMIČIKLAS[1], Mihajlo JOVIĆ[1], Slavko DIMOVIĆ[1]**

*1) Univerzitet u Beogradu, Institut za nuklearne nauke Vinča, Beograd, Srbija, marijasljivic@vin.bg.ac.rs*

*2) Univerzitet Singidunum, Fakultet za primenjenu ekologiju "Futura", Beograd, Srbija*

***SADRŽAJ***

*Građevinski otpad, kao inertan čvrsti otpad, zauzima značajne kapacitete komunalnih deponija. U ovom radu ispitana je mogućnost valorizacije otpadnih keramičkih pločica i crepa, kao silikatnih matrica za uklanjanje jona $Co^{2+}$, $Sr^{2+}$ i $Ni^{2+}$ iz trokomponentne smeše. U cilju utvrđivanja stabilnosti veza uspostavljenih između katjona i sorbenata, primenjena je metoda sekvencijalne ekstrakcije. Sorpcija jona $Sr^{2+}$ je bila najmanje efikasna, usled kompeticije između jona u polaznoj smeši i značajne količine konkurentnih $Ca^{2+}$ jona otpuštenih iz otpadnih materijala. Sorbovani joni $Sr^{2+}$ su u visokom procentu ekstrahovani u okviru jonoizmenjivačke frakcije i frakcije rastvorne u slabim kiselinama, te su pokazali i najmanju stabilnost. Nasuprot tome, ispitani materijali su sorbavali $Co^{2+}$ i $Ni^{2+}$ jone u značajnoj količini, a njihova distribucija ukazuje na uspostavljanje jačih hemiskih veza. Uzimajući u obzir, količine, dostupnost i hemijsku kompatibilnost sa solidifikacionim matriksima koji se koriste za trajno odlaganje radioaktivnog otpada, rezultati ukazuju na potencijal primene građevinskog otpada umesto prirodnih mineralnih sorbenata.*

## 1. UVOD

Tri decenije nakon zatvaranja nuklearnih reaktora, dominantni radionuklidi u tečnom radioaktivnom otpadu (LRW) su joni $Sr^{2+}$, $Ni^{2+}$, $Co^{2+}$ i $Cs^{+}$ [1]. Nakon tretmana LRW procesima jonske izmene, sorpcije, taloženja, itd., nastaje čvrsti radioaktivni otpad ili mulj koji se pre trajnog odlaganja solidifikuje matriksima kao što su beton, bitumen, plastika ili staklo (vitrifikacija) [2]. Dekontaminacija efluenata sorpcionim procesima podrazumeva vezivanje radionuklida iz vodene sredine na površinu čvrstog materijala (sorbenta) različitim mehanizmima, pri čemu je neophodno da sorbent po svom hemijskom sastavu bude kompatibilan sa matricom za solidifikaciju.

Građevinski otpad, iako je inertan, predstavlja opterećenje za životnu sredinu usled količina koje se kontinualno generišu. Takođe, građevinski otpadni materijali sadrže prvenstveno silikate, kao i razne vrsta glina, što omogućava njihovo povezivanje sa matriksima na bazi cementa i stakla. S obzirom da su komponente građevinskog otpada pogodne za solidifikaciju, sa stanovišta tretmana LRW je značajno ispitati i njihova sorpciona svojstva prema jonima radionuklida.

U ovom radu je ispitana mogućnost primene recikliranih keramičkih pločica i crepa kao sorbenata u tretmanu LRW. Definisani su kapaciteti odabranih materijala prema jonima $Sr^{2+}$, $Co^{2+}$ i $Ni^{2+}$, a metodom sekvencijalne ekstrakcije definisana je stabilnost uspostavljenih interakcija sorbent/sorbat.

## 2. EKSPERIMENTALNI DEO

Ispitana je distribucija jona metala $Sr^{2+}$, $Co^{2+}$ i $Ni^{2+}$ nakon sorpcije na uzorcima sprašenog otpadnog crepa (roof tiles - RT) i keramičkih pločica (ceramic tiles - CT). Fizičko-hemijska karakterizacija ispitivanih materijala pokazala je da CT sadrži kvarc i kalcit kao glavne mineraloške komponente, dok se uzorak RT sastoji od kvarca i albita [3]. Utvrđeno je i da su selektovani materijali stabilni u vodenim rastvorima od slabo kiselih do slabo baznih pH vrednosti. Određivanje pH vrednosti otpada, kao i γ-spektrometrijska analiza, pokazuju da RT i CT nisu hemijski opasni usled korozivnosti, niti predstavljaju opasnost po životnu sredinu sa radiološkoga spekta [3].

U cilju definisanja distribucije sorbovanih jona u datim materijalima, najpre su pripremljeni uzorci uravnotežavanjem 1,0 g svakog materijala sa 20 mL ekvimolarnog trokomponentnog rastvora katjona ($Sr^{2+}$, $Co^{2+}$ i $Ni^{2+}$) ukupne koncentracije $3 \cdot 10^{-3}$ mol/L. Suspenzije su mešane na laboratorijskom rotacionom šejkeru tokom 48 h (10 rpm, 20 ± 0,5°C). Čvrste faze su, nakon sorpcije, odvojene centrifugiranjem i isprane sa po 10 mL destilovane vode.

Dobijeni čvrsti ostaci su sukcesivno tretirani hemijskim reagensima prema modifikovanoj proceduri sekvencijalne ekstrakcije po *Tessier*-u [4]. Metoda podrazumeva primenu agenasa različite jačine i selektivnosti, koji omogućavaju separaciju jona metala vezanih: nespecifičnim interakcijama i jonskom-izmenom (F1), za karbonate i specifičnom sorpcijom (F2), za Fe-Mn-okside (F3), za organsku frakciju (F4) i za rezidualnu frakciju (F5). Jačina interakcija između katjona metala i čvrste faze raste od F1 do F5 faze ekstrakcije. Protokol sekvencijalne ekstrakcije detaljno je prikazan u tabeli 1.

**Tabela 1. Eksperimentalna procedura sekvencijalne ekstrakcije**

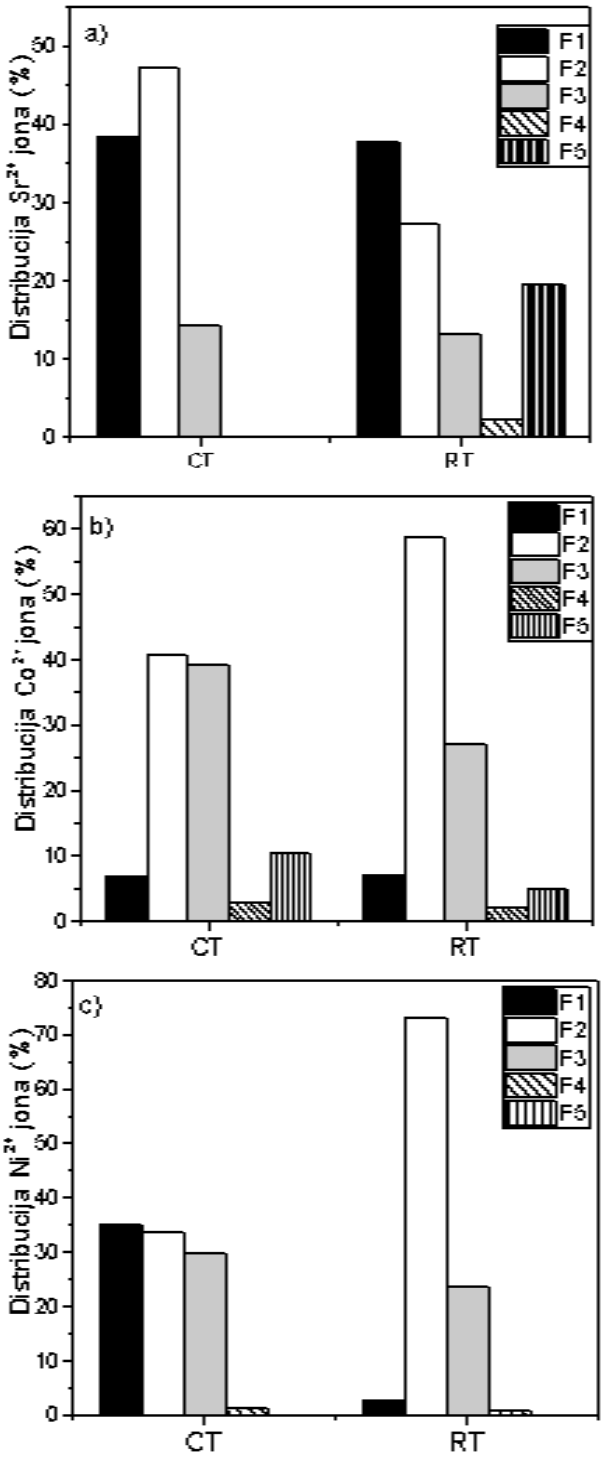
| Frakcija | Eksperimentalni uslovi |
|---|---|
| F1 | 1,000 g uzorka tretirano je sa 8 mL 1,0 M $MgCl_2$ (pH = 7,0) na sobnoj temperaturi tokom 1 h uz kontinualno mućkanje |
| F2 | Ostatak nakon izdvajanja frakcije F1 tretiran je sa 8 mL 1,0 M NaOAc (pH =5.0, podešeno dodatkom HOAc) na sobnoj temperature, tokom 5 h uz kontinualno mućkanje |
| F3 | Ostatak nakon izdvajanja frakcije F2 tretiran je sa 20 mL 0,04 M $NH_2OH \cdot HCl$ u 25% (v/v) HOAc, tokom 6 h, na 96 ± 3°C uz povremeno mućkanje |
| F4 | Ostatak nakon izdvajanja frakcije F3 tretiran je sa 3 mL 0,02 M $HNO_3$ i 5 mL 30% $H_2O_2$ (pH = 2, podešeno dodatkom $HNO_3$) tokom 2 h na 85 ± 2°C uz povremeno mućkanje. Zatim je dodat drugi alikvot od 3 mL 30% $H_2O_2$ (pH = 2, podešeno dodatkom $HNO_3$) i uzorak je zagrevan 3 h na 85 ± 2°C uz povremeno mućkanje. Nakon hlađenja, dodato je 5 mL 3,2 M $NH_4OAc$ u 20% (v/v) $HNO_3$ i razblaženo do 20 mL, a potom kontinualno mućkano 30 minuta na sobnoj temperaturi |
| F5 | Ostatak nakon izdvajanja frakcije F4 tretiran je sa 50 mL 6,0 M HCl tokom 9 h na 85 ± 2°C |

Nakon svakog koraka ekstrakcije, tečna i čvrsta frakcija su razdvojene centrifugiranjem, a koncentracije $Sr^{2+}$, $Co^{2+}$ i $Ni^{2+}$ jona su određene metodom atomske apsorpcione spektrofotometrije, na instrumentu Perkin Elmer 3100. Istom metodom određne su i kon-

centracije metala u trokomponentnom rastvoru pre i nakon sorpcije. Inicijalna pH vrednost trokomponentnog rastvora, kao i finalne vrednosti nakon procesa sorpcije, izmerene su WTW InoLab pH-metrom.

## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

Otpadna keramika i crep pokazuju različitite sorpcione afinitete prema dvovalentnim jonima u smeši. Sorpcija metala na RT je rasla u nizu $Sr^{2+}$ ($4{,}1\cdot10^{-3}$ mmol/g) < $Co^{2+}$ (0,010 mmol/g) < $Ni^{2+}$ (0,012 mmol/g). Afinitet uzorka CT prema ispitanim katjonima rastao je u nizu $Sr^{2+}$ ($2{,}7\cdot10^{-3}$ mmol/g) < $Ni^{2+}$(0,020 mmol/g) ≈ $Co^{2+}$ (0,022 mmol/g).
Ispitivanjem procesa sorpcije u ravnotežnim uslovima pri nižem odnosu čvrsto/tečno (1/200), utvrđeno je da maksimalni sorpcioni kapaciteti za uzorak CT rastu u nizu $Co^{2+}$> $Ni^{2+}$> $Sr^{2+}$, dok se na uzorku RT najbolje sorbuju joni nikla ($Ni^{2+}$>$Co^{2+}$>$Sr^{2+}$) [3]. Niska efikasnost uklanjanja jona $Sr^{2+}$ iz rastvora je rezultat kompeticije sa drugim jonima iz smeše ($Co^{2+}$ i $Ni^{2+}$), kao i kompeticije sa $Ca^{2+}$ jonima koji bivaju otpušteni sa površine sorbenta u rastvor. $Ca^{2+}$ joni najznačajnije inhibiraju vezivanje jona stroncijuma usled njihove hemijske sličnosti. Negativan uticaj jona $Co^{2+}$ na sorpciju jona $Sr^{2+}$ uočen je i primenom drugih sorbenata [5].
pH vrednost rastvora pre sorpcije je bila 5,8, dok su nakon sorpcije na CT i RT pH vrednosti bile ekvivalentne i iznosile su 7,8. Porast pH vrednosti nakon kontakta između rastvora metala i građevinskih otpadnih materijala rezultat je rastvorljivosti pojedinih mineralnih komponenata i njihovih puferskih svojstava. Promena pH vrednosti nakon sorpcije uzorkom CT je prouzrokovana delimičnim rastvaranjem kalcita, dok je albit glavna puferska faza uzorka RT [3].
Metodom sekvencijalne ekstrakcije procenjena je jačina veza između jona metala i datih materijala (slika 1). Metoda je originalno rzvijena za analizu distribucije katjona metala u zemljištu, a u literaturi je primenjivana i za procenu mobilnosti polutanata u otpadnim materijalima [6]. Posmatrajući uzorak CT, može se uočiti da su sorbovani $Sr^{2+}$ joni dominantno akumulirani u fazama F1 (38%), F2 (47%) i F3 (14%) što ukazuje na veliku mobilnost $Sr^{2+}$ jona. Nešto manja mobilnost $Sr^{2+}$ jona je utvrđena na uzorku RT, pri čemu je 37% ekstrahovano u fazi F1, 27% u fazi F2, a 13% u fazi F3. Za razliku oduzorka CT, koji praktično ne sadrži jone $Sr^{2+}$ u najstabilnijoj fazi F5, u uzorku RT je u ovoj fazi detektovano 19% ukupne količine $Sr^{2+}$. Stroncijum je jedan od najmobilnijih katjona u prirodi, što je potvrđeno ispitivanjem mobilnosti i biodostupnosti $Sr^{2+}$ sorbovanog na nizu čvrstih matrica. Različiti tipovi zemljišta sorbuju jone $Sr^{2+}$ dominantno u F1 i F2 frakciji, nezavisno od fizičko-hemijskih karakteristika zemljišta, koncentracije sorbovanog jona i vremena starenja [7], a u zemljištu u okolini istraživačkog nuklearnog reaktora utvrđena je izraženija mobilnost i biodostupnost $Sr^{2+}$ jona u odnosu na jone $Cs^{+}$ [8]. Rezultati dobijeni u ovom radu su u saglasnosti sa literaturim podacima o tendenciji $Sr^{2+}$ jona da se za površinu silikata i glina vezuju slabim interakcijama [9]. Mogućnost inkorporacije jona $Sr^{2+}$ u kristalnu rešetku kalcijum-karbonata, precipitacija nove čvrste faze -stroncijanita ($SrCO_3$) i doprinos mehanizma specifične sorpcije [9], moguća su objašnjenja za prisustvo $Sr^{2+}$ u F2 frakciji uzoraka CT i RT.




**Slika 1. Distribucija jona a) $Sr^{2+}$, b) $Co^{2+}$ i c) $Ni^{2+}$ nakon sorpcije iz trokomponentne smeše na uzorcima CT i RT**

Joni $Co^{2+}$ su u uzorku CT dominantno akumulirani u F2 i F3 frakciji (približno po 40%), 7% je labilno vezano u F1 fazi, a 10% stabilno u F5 fazi. U uzorku RT, $Co^{2+}$ joni su preferentno vezani u frakciji F2 (oko 60%), kao i u F3 (27%), dok je manje od 10% ekstrahovano u ostalim fazama.
Sorbovani joni $Ni^{2+}$ na CT uzorku su bili skoro ravnomerno raspodeljeni između prve tri faze, dok je kod uzorka RT dominantna faza F2 (73%), a zatim F3 (23%). Dobijena raspodela jona $Ni^{2+}$ i $Co^{2+}$ sorbovanih na CT i RT u saglasnosti je sa formiranjem kompleksa unutrašnje sfere, vezivanjem za Fe i Mn-okside i jonskom izmenom, kao dominantnim mehanizmima sorpcije ovih jona u prirodi [10].
Sa stanovišta stabilnosti jona $Sr^{2+}$, $Co^{2+}$ i $Ni^{2+}$ imobilisanih otpadnim materijalima CT i RT, njihovog izluživanja i negativnih efekata na životnu sredinu, najveći potencijalni rizici potiču od jona $Sr^{2+}$ s obzirom na akumulaciju u frakciji F1. Distribucija jona $Co^{2+}$ i $Ni^{2+}$ ukazuje na uspostavljanje jačih, hemijskih veza, koje bi mogle biti narušene u uslovima niskog pH i u redukcionoj sredini. Solidifikacija zasićenih sorbenata cementnim matriksom visokog pH, obezbeđuje uslove niske mobilnosti ovih jona.

## 4. ZAKLJUČAK

U ovom radu je ispitana jačina interakcija između jona $Sr^{2+}$, $Co^{2+}$ i $Ni^{2+}$ i sorbenata pripremljenih od otpadnih keramičkih pločica i crepa. Pokazano je da dati materijali preferentno vezuju jone $Co^{2+}$ i $Ni^{2+}$ iz trokomponentne smeše, dok je sorpcija jona $Sr^{2+}$ generalno niska u kompetitivnim uslovima. Metodom sekvencijalne ekstrakcije utvrđeno je da su sorbovani joni $Sr^{2+}$ vezani u jonoizmenjivačkoj i karbonatnoj frakciji, što ukazuje na njihovu veliku mobilnost. Joni $Co^{2+}$ i $Ni^{2+}$ značajno su distribuirani u karbonatnoj i redukcionoj frakciji, te je i njihova stabilnost veća. Ispitani reciklirani materijali imaju potencijala za primenu u procesu tretmana LRW, a zasićeni sorbenti bi mogli da budu solidifikovani cementnim matriksom pre trajnog odlaganja.

## 5. ZAHVALNICA

Rad je podržan od strane Ministarstva prosvete, nauke i tehnološkog razvoja republike Srbije (Projekat br. III 43009).

## 6. LITERATURA

[1] Radiological Characterization of Shut Down Nuclear Reactors for Decommissioning Purposes, No. 389, IAEA, Vienna, 1998.
[2] M.I. Ojovan, W.E. Lee. An Introduction to Nuclear Waste Immobillization, Elsevier Ltd. 2005
[3] I. Jelić, M. Šljivić-Ivanović, S. Dimović, D. Antonijević, M. Jović, R. Šerović, I. Smičiklas. Utilization of waste ceramics and roof tiles for radionuclide sorption. *Process Saf. Environ. Prot.* 105,2017, 348–360.
[4] A. Tessier, P.G.C. Campbell, M. Bisson. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal. Chem*. 51, 1979, 844–851.
[5] M. Šljivić-Ivanović, I.. Smičiklas, S. Dimović, M. Jović, B. Dojčinović. Study of simultaneous radionuclide sorption by mixture design methodology. *Ind. Eng. Chem. Res*. 54, 2015, 11212–11221.
[6] R. Milačič, T. Zuliani, J. Ščančar. Environmental impact of toxic elements in red mud studied by fractionation and speciation procedures. *Sci. Total Environ.* 426,

2012, 359–365.
[7] I. Smičiklas, M. Jović, M. Šljivić-Ivanović, V. Mrvić, D. Čakmak, S. Dimović. Correlation of $Sr^{2+}$ retention and distribution with properties of different soil types. *Geoderma*. 253-254, 2015, 21–29. .
[8] A. Bouzidi, A. Ararem, D. Imessaoudene, B. Yabrir. Sequential extraction of Cs and Sr from Ain Oussera soils around Es-Salam research reactor facility. *J. Environ. Sci*. 36, 2015, 163–172.
[9] S.A. Carroll, S.K. Roberts, L.J. Criscenti, P.A. O'Day. Surface complexation model for strontium sorption to amorphous silica and goethite. *Geochem. Trans*. 9 , 2008, 2.
[10] H.B. Bradl. Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. *J. Colloid Interface Sci.* 277, 2004, 1–18.

# STABILITY OF $Co^{2+}$, $Sr^{2+}$ AND $Ni^{2+}$ IONS SORBED ONTO WASTE CERAMIC AND ROOF TILES

**Marija ŠLJIVIĆ-IVANOVIĆ[1], Ivana JELIĆ[2], Ivana SMIČIKLAS[1], Mihajlo JOVIĆ[1], Slavko DIMOVIĆ[1]**

1) *University of Belgrade, Vinča Institute of Nuclear Sciences, Belgrade, Serbia*
2) *Singidunum University, Faculty of Applied Ecology – Futura, Belgrade, Serbia*

***ABSTRACT***

*Construction and demolition waste is an inert solid waste which occupies significant capacities of the municipal landfills. The possibility of the valorization of waste ceramic and roof tiles, as silicate matrices for $Co^{2+}$, $Sr^{2+}$ and $Ni^{2+}$ removal from three-component solution, was explored. In order to determine the stability of the bonds established between the cations and the sorbents, the method of sequential extraction was applied. $Sr^{2+}$ sorption was the least efficient, due to the competition with other cations in the starting mixture and significant amounts of concurrent $Ca^{2+}$ ions released from the waste materials. High percentages of sorbed $Sr^{2+}$ ions were extracted in ion-exchangeable and acid soluble fractions, showing the lowest stability. On the other hand, $Co^{2+}$ and $Ni^{2+}$ sorption was more efficient and their distribution implies establishment of stronger chemical bonds. Taking into account the amounts, availability and chemical compatibility with matrixes for radioactive waste solidification and disposal, the obtained results demonstrate the potential applicability of construction and demolition waste as an alternative to natural mineral sorbents.*

# POREĐENJE SORPCIONIH AFINITETA RAZLIČITIH OTPADNIH MATERIJALA PREMA JONIMA $Sr^{2+}$ IZ RASTVORA

**Marija ŠLJIVIĆ-IVANOVIĆ[1], Ana RADOVIĆ[2], Mihajlo JOVIĆ[1], Ivana SMIČIKLAS[1], Slavko DIMOVIĆ[1]**

*1) Univerzitet u Beogradu, Institut za nuklearne nauke „Vinča“, Beograd, Srbija*
*2) Treća beogradska gimnazija, Beograd, Srbija*

***SADRŽAJ***

*Primenom jonoizmenjivača ili sorbenata visokih kapaciteta i stabilnosti može se postići efikasno uklanjanje jona radionuklida iz vodenih rastvora. Pored organskih smola, u upotrebi su i prirodni i sintetički neorganski materijali. Oksidni, alumosilikatni i fosfatni minerali kontrolišu mobilnost radionuklida u životnoj sredini i pogodne su matrice za imobilizaciju katjona. U radu su prikazani rezultati poređenja sorpcionih karakteristika jeftinih, otpadnih materijala iz poljoprivrede, industrije, energetike i gradjevinarstva, a koji bi po svom hemijskom sastavu mogli da zamene prirodne mineralne sorbente. Razmatrani su otpadni beton (B), termički obrađene goveđe kosti (B400), pepeo pirinčane pleve (PPP), leteći pepeo (LP) i boksitni ostatak (BO), a jon $Sr^{2+}$ je izabran kao sorbat zbog zastupljenosti i značaja izotopa $^{90}Sr$ u tečnom radioaktivnom otpadu. Variran je odnos čvrsto/tečno, pri konstantnoj polaznoj koncentraciji $Sr^{2+}$ i vremenu kontakta. Najveća efikasnost procesa postignuta je primenom BO, pri odnosu čvrsto/tečno 1:100, dok je afinitet LP prema jonima $Sr^{2+}$ bio najmanji. Finalne pH vrednosti rastvora su bile u neutralnom ili slabo baznom opsegu, osim u slučaju otpadnog betona (finalno pH>11) koji bi mogao da nađe primenu u tretmanu otpada visokog aciditeta.*

## 1. UVOD

Minimizacija količine polutanata prisutnih u vodenoj sredini najčešće se postiže nekom od dobro poznatih separacionih metoda kao što su taloženje, filtracija, jonska izmena, sorpcija, itd. Sorpcija se pokazala kao efikasna i jeftina metoda, a u istraživanjima se poseban akcenat stavlja na sintezu i razvoj visoko-selektivnih matrica, kao i na karakterizaciju jeftinih i dostupnih materijala zadovoljavajuće efikasnosti i selektivnosti. U ove svrhe sve se više proučavaju i otpadni materijalni, u cilju njihove reciklaže i primene [1, 2]. Najveći broj studija se odnosi na mogućnost separacije jona teških metala, dok je sorpciji radionuklida posvećena manja pažnja.

$^{90}Sr$ je fisioni produkt čije je prisustvo značajno sa radiološkog aspekta u vodama iz nuklearnih reaktora, čak i 20-30 godina nakon njihovog zatvaranja [3]. Pored $^{90}Sr$, dugoživeći radionuklidi prisutni u tečnom radioaktivnom otpadu su i $^{63}Ni$, $^{137}Cs$ i $^{60}Co$. Dosadašnja istraživanja, kao i praksa, pokazuju da je od navedenih jona najteže ukloniti jone $Sr^{2+}$. Efikasno i selektivno uklanjanje jona $Cs^{+}$ se može postići primenom zeolita odgovarajuće kristalne strukture [4, 5], a joni $Co^{2+}$ i $Ni^{2+}$ se mogu ukloniti precipitacijom u alkalnoj sredini ili sorpcijom [6, 7]. Sorpcija jona $Sr^{2+}$ je do sada ispitivana na mnogim materijalima, kao što su sintetički hidroksiapatit [8], bio-apatit proizveden od ribljih kostiju nastalih kao otpad u prehrambenoj industriji [9], oksidi aluminijuma, gvožđa i mangana [10], itd.

Cilj ovog rada je skrining efikasnosti nekih otpadnih materijala u procesu vezivanja $Sr^{2+}$ jona iz rastvora. Kao rezultat dobijaju se informacije o performansama ispitanih materijala u manje kompleksnom sistemu, koji se tokom istraživanja usložnjava do multi-komponentne smeše čiji sastav odgovara sastavu tečnog radioaktivnog otpada.

## 2. EKSPERIMENTALNI DEO

Kao sorbenti su korišćeni otpadni materijali nastali u različitim sektorima privrede:

- goveđe kosti žarene na 400° C (B400), otpad iz industrije prerade mesa;
- otpadni beton (B) iz građevinarstva;
- pepeo pirinčane pleve (PPP), poljoprivredni otpad;
- leteći pepeo (LP), otpad iz energetike;
- boksitni ostatak (BO), nus-proizvod iz metaloprerađivačke industrije.

Uzorak B400 je dobijen žarenjem goveđih kostiju na 400$^{o}$C, a detaljan opis procedure kao i fizičko-hemijske karakteristike sorbenta su dati u prethodnom radu [11]. Otpadni beton je sakupljen na mestu rušenja zgrade sagrađene tokom 70-tih godina XX veka, ustitnjen je i frakcija čestica granulacije < 250 μm je korišćena kao sorbent B. Uzorak PPP je komercijalni proizvod firme EV. GE Pistiolas S.A. (AGRINO) iz Grčke, LP je uzorkovan na deponiji pepela TE "Kostolac", Republika Srbija, a uzorak BO je uzet sa deponije mulja nastalog u proizvodnji aluminijuma iz boksitne rude u fabrici “Alumina”, Zvornik, Republika Srpska. Fizičko-hemijska svojstva uzorka BO su prethodno publikovana [12]. Svi uzorci su homogenizovani i osušeni na 105°C.

U sorpcionim eksperimentima je korišćen rastvor stabilnog izotopa Sr, koji se u pogledu hemijskih svojstava i reaktivnosti ne razlikuje od radioaktivnog izotopa. Rastvori su pripremljeni od nitratne soli (p.a. čistoće, Merck) i destilovane vode.

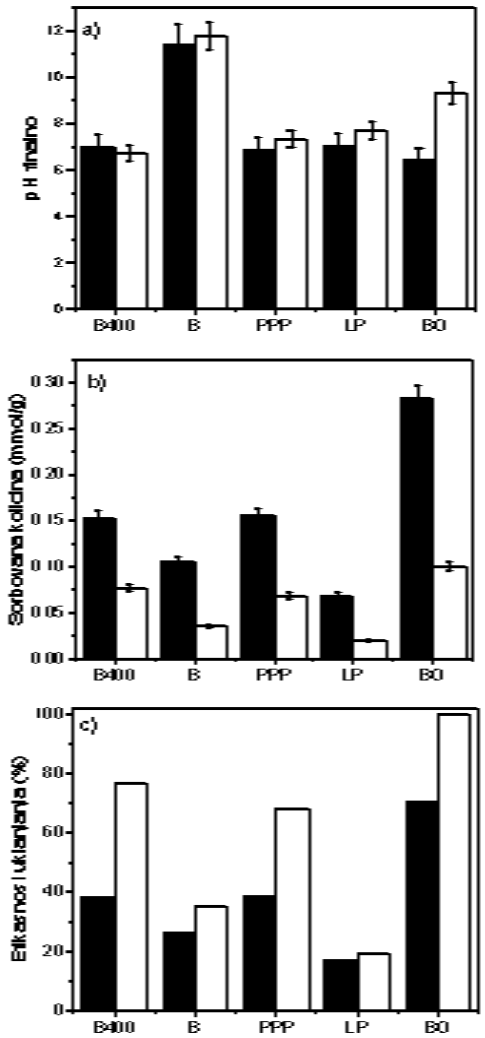
Sorpcioni eksperimenti su izvedeni u šaržnom sistemu, uravnotežavanjem 20 mL rastvora $Sr(NO_3)_2$ koncentracije $10^{-3}$ mol/L i 0,05 g odnosno 0,2 g svakog sorbenta, (odnos čvrsto/tečno 1/400 i 1/100). Dobijene suspenzije su mućkane na rotacionom šejkeru (10 rpm), na 20°C ± 0,5°C, tokom 24 h, a zatim centrifugirane (10 min, 9000 rpm).

Koncentracija $Sr^{2+}$ jona u tečnoj fazi je određena nakon sorpcije na atomskom absorpcionom spektrofotometru Perkin Elmer 3100. Merene su i finalne pH vrednosti dobijenih bistrih rastvora, pomoću WTW InoLab pH-metra. Eksperimenti su urađeni u duplikatu i prikazane su srednje vrednosti rezultata.

## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

Ispitani materijali različitog porekla i fizičko-hemijskih svojstava pokazali su značajno različite afinitete prema jonima $Sr^{2+}$ (slika 1, a). Izmerene finalne pH vrednosti su zavisile kako od vrste, tako i od količine dodatog sorbenata. Za odnos čvrsto/tečno 1/400, finalne pH vrednosti su rasle u nizu: BO<PPP <B400≈LP<B. Pri tome, pH vrednosti su bile u neutralnom regionu, osim nakon kontakta sa betonom koji je pokazao visok alkalitet (finalno pH =11,4).

Nakon sorpcije u suspenzijama sa većim udelom čvrste faze, pH vrednosti filtrata su pratile sledeći rastući niz: B400<PPP<LP<BO<B. Pri odnosu čvrste i tečne faze 1/100, filtrati dobijeni iz suspenzija uzoraka BO i B su bili bazni (pH>9), dok su ostali filtrati bili neutralni ili slabo bazni.




**Slika 1. Sorpcija jona $Sr^{2+}$ na otpadnim materijalima:**
**a) finalne pH vrednosti, b) sorbovane količine $Sr^{2+}$ jona i c) efikasnost uklanjanja.**
**■- odnos čvrsto/tečno=1/400, □ - odnos čvrsto/tečno=1/100**

Sorpcioni kapaciteti izraženi po jediničnoj masi sorbenta su bili generalno veći za manje udele čvrste faze u suspenziji (slika 1, b). Ovo je posledica rasipanja koncentracionog gradijenta između sorbenta i sorbata u slučaju veće količine sorbenta u suspenziji, te dolazi do vezivanja manje količine katjona iz rastvora po jedinici mase [13]. Nasuprot tome, sorbovane količine izražene u procentima su veće u suspenzijama koje sadrže veću masu sorbenta (slika 1, c).

Sorpcioni kapaciteti uzoraka su opadali u nizu: BO>B400>PPP>B>LP. Kapacitet BO je varirao između 0,28 mmol/g (č/t=1/400) i 0,1 mmol/g (č/t=1/100). Dobijene vrednosti su uporedive sa publikovanim sorbovanim količinama jona $Sr^{2+}$ na netretiranom (0,2 mmol/g [7]) i na ispranom boksitnom ostatku (0,12 mmol/g [14]) pri odnosu č/t=1/200, za istu početnu koncentraciju sorbata. Boksitni ostatak predstavlja smešu oksida gvožđa, aluminijuma, silicijuma, titanijuma, kao i alumosilikata (sodalit) i kalcijum-karbonata [12], za koje se joni $Sr^{2+}$ mogu vezivati elektrostatičkim privlačnim silama, jonskom izmenom kao i specifičnom sorpcijom (hemisorpcijom) [4]. Sodalit i

kalcijum-karbonat su delimično ratvorne mineralne komponente boksitnog ostatka, ogovorne za visoke finalne pH vrednosti rastvora, posebno pri većim količinama BO u suspenziji. U alkalnoj sredini se povećava broj negativno naelektrisanih površinskih centara na ostalim mineralnim frakcijama, što pogoduje sorpciji katjona.
Relativno dobra sorpciona svojstva sorbenta B400 prema jonima $Sr^{2+}$ su pokazana iz jednokomponentnih [15] i multikomponentnih rastvora [4]. Uzorak B400 je u osnovi kalcijum-fosfatna (apatitna) matrica sa visoko razvijenom specifičnom površinom zahvaljujući mnoštvu pora, i sa manjim udelom ugljenične faze koja nastaje termičkom degradacijom organskih komponenata kostiju. Ovaj materijal je pokazao efikasno vezivanje većine dvovalentnih katjona [4,15], a mehanizam vezivanja $Sr^{2+}$ uključuje jonsku izmenu sa $Ca^{2+}$ jonima kristalne rešetke apatita i specifičnu sorpciju na protonovonim aktivnim centrima.
Preostala tri materijala predstavljaju uzorke sa viskokim sadržajem silicijum-dioksida. Beton je građevinski materijal koji se dobija mešanjem cementa, vode i agregata. Izloženost atmosferskim uslovima rezultira procesom "starenja" betona, koji je izazvan hemijskim reakcijama dekalcifikacije i polimerizacije silikata, čiji je krajnji proizvod - silicijum-dioksid. Takođe, formiranje karbonata je rezultat reakcije betona sa atmosferskim $CO_2$ [2]. Leteći pepeo pored $SiO_2$ sadrži i druge okside kao što su $Al_2O_3$, $Fe_2O_3$, CaO, MgO, TiO, itd. [2]. Pirinčana pleva je otpad koji nastaje nakon prerade pirinča, a najčešće se koristi kao biogorivo čijim sagorevanjem je dobijen čvrsti ostatak – PPP. Primena PPP u industriji je široka jer se kao materijal veoma bogat $SiO_2$ (>89%), može koristiti u proizvodnji specijalnih vrsta betona, u nuklearnim elektranama, u proizvodnji specijalnih boja, vodootpornih hemikalija, čelika, itd. Povećan sorpcioni kapacitet uzorka PPP u odnosu na uzorke B i LP može biti objašnjen prisustvom male količine karbonizovanog ugljenika, koji usled razvijene specifične površine može značajno da doprinese sorpciji.
Ukoliko se posmatra efikasnost procesa (slika1, c), primenom BO u odnosu č/t=1/100 postignuto je 100% uklanjanje jona $Sr^{2+}$ iz rastvora, B400 je uklanio oko 78%, a PPP oko 70%. Relativno visoka efikasnost (70%) može se postići i dodavanjem manje količine uzorka BO (odnos č/t=1/400), dok su otpadni materijali B i LP pokazali efikasnost <40%, pri oba ispitivana odnosa čvrste i tečne faze.

## 4. ZAKLJUČAK

Upoređena je efikasnost otpadnih materijala različitog hemijskog sastava kao sorbenata za uklanjanje jona $Sr^{2+}$ iz vodenih rastvora. Testirani su boksitni ostatak, koštani sorbent, leteći pepeo, pepeo pirinčane pleve i otpadni beton. Najefikaniji je boksitni ostatak koji primenjen na $10^{-3}$ mol/L rastvor $Sr^{2+}$ u odnosu 1/100 uklanja ispitivane katjone ispod granice detekcije. Zadovoljavajuća efikasnost (>70%) može se postići i upotrebom termički tretiranih otpadnih materijala - kostiju i pirinčane pleve. Dobijeni rezultati pokazuju da se među otpadnim materijalima mogu pronaći alternativne, jeftine, lako dostupne i ekološki prihvatljive matrice za primenu u procesima zaštite i prečišćavanja voda kontaminiranih radioaktivnim $^{90}Sr$.

## 5. ZAHVALNICA

Ovaj rad je podržan od strane Ministarstva prosvete, nauke i tehnološkog razvoja Republike Srbije (Projekat br. III 43009).

## 6. LITERATURA


[1] A. Bhatnagar, M. Sillanpää. Utilization of agro-industrial and municipal waste materials as potential adsorbents for water treatment—A review. *Chem. Eng. J.* 157, 2010, 277–296.

[2] M.A. Grace, E. Clifford, M.G. Healy. The potential for the use of waste products from a variety of sectors in water treatment processes. *J. Clean. Prod*. 137, 2016, 788–802.

[3] Radiological Characterization of Shut Down Nuclear Reactors for Decommissioning Purposes, No. 389, IAEA, Vienna, 1998.

[4] M. Šljivić-Ivanović, I.. Smičiklas, S. Dimović, M. Jović, B. Dojčinović. Study of simultaneous radionuclide sorption by mixture design methodology. *Ind. Eng. Chem. Res.* 54, 2015, 11212–11221

[5] B. Yildiz, H.N. Erten, M. Kis. The sorption behavior of $Cs^{+}$ ion on clay minerals and zeolite in radioactive waste management: sorption kinetics and thermodynamics. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 288 , 2011, 475–483.

[6] S. Smiljanić, I. Smičiklas, A. Perić-Grujić, M. Šljivić, B. Dukić, B. Lončar. Study of factors affecting $Ni^{2+}$ immobilization efficiency by temperature activated red mud. *Chem. Eng. J.* 168 , 2011, 610–619.

[7] A. Milenkovic, I. Smiciklas, J. Markovic, N. Vukelic. Immobilization of $^{60}Co$ and $^{90}Sr$ ions using red mud from aluminum industry. *Nucl. Technol. Radiat. Prot*. 29, 2014, 79–87.

[8] I. Smičiklas, A. Onjia, S. Raičević, Đ. Janaćković, M. Mitrić. Factors influencing the removal of divalent cations by hydroxyapatite. *J. Hazard. Mater*. 152, 2008, 876–884.

[9] J. Krejzler, J. Narbutt. Adsorption of strontium, europium and americium(III) ions on a novel adsorbent Apatite II. *Nukleonika.* 48 , 2003, 171–175.

[10] P. Trivedi, L. Axe. A Comparison of strontium sorption to hydrous aluminum, iron, and manganese oxides. *J. Colloid Interface Sci*. 218, 1999, 554-563.

[11] S. Dimović, I. Smičiklas, I. Plećaš, D. Antonović, M. Mitrić. Comparative study of differently treated animal bones for $Co^{2+}$ removal. *J. Hazard. Mater.* 164, 2009, 279–287.

[12] I. Smičiklas, S. Smiljanić, A. Perić-Grujić, M. Šljivić-Ivanović, D. Antonović. The influence of citrate anion on Ni(II) removal by raw red mud from aluminum industry. *Chem. Eng. J.* 214,2013, 327–335.

[13] K.V. Kumar, K. Porkodi. Mass transfer, kinetics and equilibrium studies for the biosorption of methylene blue using Paspalum notatum. *J. Hazard. Mater*. 146, 2007, 214–226.

[14] A. Milenković, I. Smičiklas, M. Šljivić-Ivanović, L. Živković, N. Vukelić. Effect of experimental variables onto $Co^{2+}$ and $Sr^{2+}$ sorption behavior in red mud-water suspensions. *J. Environ. Sci. Health - Part A* 51, 2016, 679–690.

[15] I. Smičiklas, S. Dimović, M. Šljivić, I. Plećaš, B. Lončar, M. Mitrić. Resource recovery of animal bones: Study on sorptive properties and mechanism for $Sr^{2+}$ ions. *J. Nucl. Mater.* 400, 2010, 15–24.

[16] M. Šljivić-Ivanović, A. Milenković, M. Jović, S. Dimović, A. Mraković, I. Smičiklas. Ni(II) immobilization by bio-apatite materials: Appraisal of chemical, thermal and combined treatments. *Chem. Ind. Chem. Eng. Q*. 22, 2016, 117–126.

[17] M. Ahmaruzzaman, Industrial wastes as low-cost potential adsorbents for the treatment of wastewater laden with heavy metals, Adv. Colloid Interface Sci. 166 (2011) 36–59.
[18] S.A. Carroll, S.K. Roberts, L.J. Criscenti, P.A. O'Day. Surface complexation model for strontium sorption to amorphous silica and goethite. *Geochem. Trans*. 9, 2008, 2.

# COMPARISON OF SORPTION AFINITIES OF VARIOUS WASTE MATERIALS TOWARDS AQUEOUS $Sr^{2+}$ IONS

**Marija ŠLJIVIĆ-IVANOVIĆ[1], Ana RADOVIĆ[2], Mihajlo JOVIĆ[1], Ivana SMIČIKLAS[1], Slavko DIMOVIĆ[1]**

*1) University of Belgrade, „Vinča" Institute of Nuclear Sciences, Belgrade, Serbia*
*2) The Third Belgrade Gymnasium, Belgrade, Serbia*

***ABSTRACT***

*The radionuclides can be efficiently removed from aqueous solutions using ion-exchangers and sorbents of high capacity and stability. In addition to organic resins, natural and synthetic inorganic materials can also be utilized. Alumosilicates, oxides and phosphates are the minerals that control radionuclide mobility in the environment, which implies that such matrices are suitable for cation immobilization. The paper presents the results of comparison of sorption characteristics of low-cost, waste materials from agriculture, industry, construction and energy production, which could replace natural mineral sorbents according to their chemical composition. The waste concrete (B), thermally treated bovine bones (B400), rice husk ash (PPP), fly ash (LP) and bauxite residue (BO) were tested as sorbents, while $Sr^{2+}$ ion was chosen as sorbate because of its occurrence in the liquid radioactive waste. Sorption experiments were conducted by varying solid/liquid ratio, while contact time and initial metal concentration were constant. The highest efficiency of the process was achieved using BO at solid/liquid ratio 1/100, while LP exhibited the lowest affinity toward $Sr^{2+}$ ions. Final pH values were found to be neutral or weakly alkaline, except using waste concrete (final pH>11) which might be suitable for the treatment of acidic wastewaters.*

# BIOSORPCIJA $Mn^{2+}$ JONA IZ VODENIH RASTVORA

**Marija ŠLJIVIĆ-IVANOVIĆ[1], Mihajlo JOVIĆ[1], Ivana JELIĆ[2], Alja MARKOVIĆ[2], Nina CUKON[2], Vladimir STANOJLOVIĆ[2], Ivana SMIČIKLAS[1]**

*1) Univerzitet u Beogradu, Institut za nuklearne nauke Vinča, Beograd, Srbija, marijasljivic@vin.bg.ac.rs*

*2) Univerzitet Singidunum, Fakultet za primenjenu ekologiju "Futura", Beograd, Srbija*

***SADRŽAJ***

*U ovom radu je upoređena efikasnost različitih biosorbenata u procesu uklanjanja jona $Mn^{2+}$ iz vodenih rastvora. Efekat inicijalne koncentracije jona $Mn^{2+}$ na sorbovanu količinu je ispitan primenom sledećih sprašenih materijala: kompost rečne korovske biljke (KB), žarenih goveđih kostiju (ŽK), ljuštura školjki (LJŠ) i pepela pirinčane pleve (PPP). Sorbovane količine $Mn^{2+}$ su rasle sa porastom polazne koncentracije, a maksimalni kapaciteti biosorbenata određeni konstruisanjem sorpcionih izotermi, rasli su u nizu: PPP<KB<LJŠ<<ŽK. Pad ravnotežnih pH vrednosti rastvora nakon sorpcije ukazuje na to da je specifična sorpcija (hemisorpcija) jona $Mn^{2+}$ jedan od mehanizama njegovog vezivanja za površinu ispitivanih materijala. Diskutovana je veza između hemijskog sastava biosorbenata i njihovog sorpcionog afiniteta. Kapacitet najefikasnijeg sorbenta ŽK je iznosio 0.53 mmol/g (29.1 mg/g). Rezultati ukazuju na potencijal biosorpcije u imobilizaciji $Mn^{2+}$ jona, koji je značajan polutant i kao teški metal i kao radioaktivni gama emiter $^{54}Mn$.*

## 1. UVOD

Mangan (Mn) je dvanaesti najrasprostranjeniji element u zemljinoj kori, prirodno prisutan u stenama, zemljištu, vodi, i hrani i predstavlja element od esencijalne važnosti za pravilan rast i razvoj ljudskog organizma [1]. Sa druge strane, utvrđeno je da Mn pri povišenim nivoima ispoljava neurotoksičan efekat kod izložene populacije, pa se njegovo prisustvo i koncentracija u vodi i drugim segmentima životne sredine moraju kontrolisati. Takođe, Mn se javlja i obliku radioaktivnog $^{54}Mn$, koji nastaje aktivacijom korozionih produkata konstrukcionih elemenata nuklearnog reaktora. Kao relativno kratkoživeći radionuklid (312 dana), njegovo prisustvo u tečnom radioaktivnom otpadu je značajno u periodu od nekoliko godina nakon gašenja reaktora [2].

Sorpcija na pogodnim čvrstim materijalima je jedan od procesa koji se koriste za uklanjanje jona teških metala i radioaktivnih jona iz vodene sredine. Ovim postupkom se polutanti koncentruju iz velike zapremine rastvora u malu zapreminu (masu) čvrste faze, koja se u zatim ili regeneriše ili odlaže na siguran način. Proces sorpcije jona Mn je ispitan u nizu studija, pri čemu su kao sorbenti korišćeni komercijalno dostupni materijali (aktivni ugalj, jono-izmenjivačka smola Amberlit), polimeri, prirodni minerali (zeoliti, kaolinit, vermikulit), industrijski otpad (leteći pepeo) i biosorbenti (lišće, ljuske, koštice različitih biljaka, ostaci životinjskih organizama, mikroorganizmi) [3]. Poređenjem literaturnih podataka, izvodi se zaključak da alternativni materijali, kao što su otpadni materijali mineralnog ili biološkog porekla, pokazuju visok sorpcioni potencijal prema jonima Mn. Poslednjih godina sve je intenzivnije istraživanje procesa biosorpcije korišćenjem materijala kao što su alge, gljive, kvasci i bakterije. Uklanjanje jona Mn iz

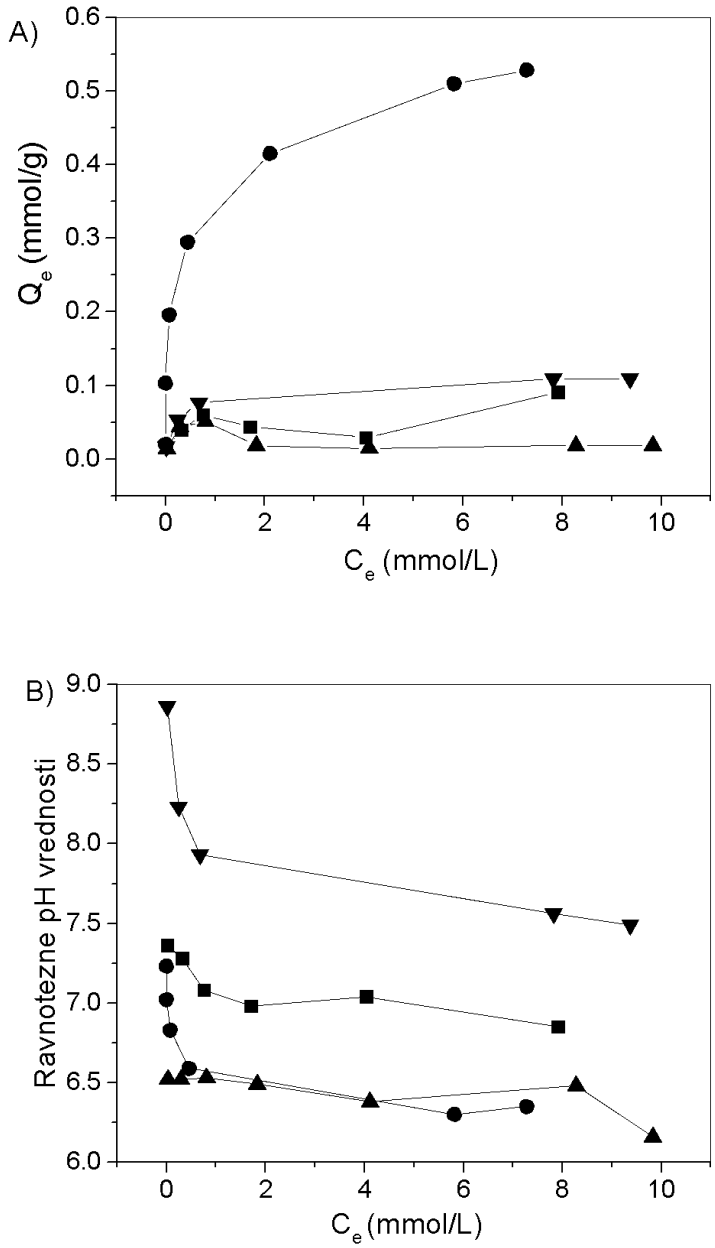
vodene sredine otežava činjenica da se on, u zavisnosti od uslova sredine, može naći i u anjonskom i u katjonskom obliku, u oksidacionim stanjima +2, +3, +4, +6 i +7.
U ovom radu su ispitane performanse različitih otpadnih materijala biološkog porekla: kompost rečnih korovskih biljaka, životinjskih kostiju, ljuštura školjki i pepela pirinčane pleve. Kao materijali koji se generišu i akumuliraju u veličim količinama, svi ispitivani biosorbenti ispoljavaju negativan uticaj na životnu sredinu. Invazivne rečne korovske biljke izazivaju eutrofikaciju voda u kojima je nastanjena, utiču na razvoj preostalog živog sveta kao i na kvalitet vode, zbog čega se periodično kose i odlažu. Ostali ispitani materijali nastaju kao otpad u procesu poizvodnje hrane. Cilj rada je bio ispitivanje sorpcionih svojstava datih materijala prema jonima $Mn^{2+}$ u funkciji od početne koncentracije polutanta, definisanje i poređenje maksimalnih sorpcionih kapaciteta.

## 2. EKSPERIMENTALNI DEO

Rastvaranjem tačno određenih količina $MnCl_2x4H_2O$ (p.a. Merck) u destilovanoj vodi napravljena je serija rastvora koji su sadržali jone $Mn^{2+}$ u širokom koncentracionom opsegu ($10^{-4}$ mol/L - $10^{-2}$ mol/L). Ispitana su sorpciona svojstva sledećih biosorbena: termički tretirane životinjske kosti (ŽK), pepeo pirinčane pleve (PPP), ljušture školjki (LJŠ) i kompost rečne korovske biljka (KB). Uzorak ŽK je dobijen žarenjem goveđih kostiju prema proceduri koja je ranije detaljno opisana [4]. Uzorak PPP je komercijalni proizvod, dobijen termičkim tretmanom pirinčane pleve (EV.GE Pistiolas S.A. (AGRINO), Grčka). Ljušture školjki su sakupljene kao kompozitni otpad na obali Egejskog mora (Grčka), a uzorci komposta korovske biljke *Myriophyllum spicatum* su uzeti sa odlagališta na Adi Ciganliji (Srbija). Pre upotrebe, uzorci LJŠ i KB su osušeni, usitnjeni i homogenizovani.
Sorpcioni eksperimenti su urađeni u pojedinačnim šaržama, uravnotežavanjem rastvora koji sadrži jone $Mn^{2+}$ sa sorbentima u odnosu čvrsto/tečno 1/200. Suspenzije su mućkane 24 h na rotacionom šejkeru pri brzini mešanja od 10 rpm, na sobnoj temperaturi (20±0.5°C). Nakon toga, suspenzije su centrifugirane (9000 rpm, 10 minuta) i odvojene su tečne frakcije. Izmerene su pH vrednosti i koncentracije $Mn^{2+}$ jona u filtratima, kao i u rastvorima pre sorpcije. Korišćen je WTW InoLab pH-metar, a koncentracije $Mn^{2+}$ jona su određene korišćenjem atomskog absorpcionog spektrofotometra (Perkin Elmer 3100). Sorbovane količine $Mn^{2+}$ su izračunate iz razlika polaznih i ravnotežnih koncentracija.

## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

Na osnovu dobijenih rezultata konstruisane su sorpcione izoterme, koje predstavljaju zavisnost sorbovane količine $Mn^{2+}$ jona u čvrstoj fazi ($Q_e$) od rezidualne koncentracije u tečnoj fazi ($C_e$), pri ravnotežnim uslovima. Definisane zavisnosti su funkcija primenjenog materijala i ukazuju na njihov različit afinitet prema jonima $Mn^{2+}$ (slika 1A). Sorbovane količine opadaju u nizu: ŽK>>LJŠ>KB>PPP.
Izmerene pH vrednosti filtrata su opadale sa porastom sorbovane količine katjona (slika 1B), a pad je bio najizraženiji kod uzorka LJŠ. Ovaj fenomen se pripisuje specifičnoj sorpciji, koju karakteriše supstitucija $H^+$ jona iz površinskih aktivnih centara sorbenata sa katjonima iz rastvora [4].




**Slika 1. A) Biosorbovane količine jona $Mn^{2+}$ i B) finalne pH vrednosti rastvora, u funkciji od ravnotežnih koncentracija $Mn^{2+}$ jona u rastvoru. Simboli: (■) KB, (●) ŽK, (▲) PPP i (▼) LJŠ**

Eksperimentalni rezultati su fitovani Langmuir-ovim i Freundlich-ovim modelom, koji se mogu predstaviti sledećim linearnim jednačinama:

$$\frac{C_e}{Q_e} = \frac{C_e}{q_m} + \frac{1}{q_m K_L} \quad (1)$$

$$\log Q_e = \log K_F + n \log C_e \quad (2)$$

gde je $C_e$ – ravnotežna koncentracija $Mn^{2+}$ jona u tečnoj fazi (mmol/L), $Q_e$ – ravnotežna koncentracija $Mn^{2+}$ jona u čvrstoj fazi (mmol/g), $q_m$ – maksimalni sorpcioni kapacitet (mmol/g),
$K_L$ – Langmuir-ova konstanta (L/mmol), a $K_F$ ($mmol^{1-n} \cdot dm^{3n}/g$) i $n$ – parametri Freundlich-ove izoterme.
Na osnovu izračunatih vrednosti nagiba i odsečaka datih linearnih zavisnosti, dobijeni su parametri sorpcionih izotermi (tabela 1). Na osnovu koeficijenta determinacije ($R^2$), eksperimentalni rezultati sorpcije na KB, LJŠ i PPP se bolje opisuju Langmuir-ovom izotermom. Sorpciona izotrma jona $Mn^{2+}$ na ŽK, koja ne pokazuje striktni plato, bolje se fituje Freundlich-ovim modelom. Vrednosti maksimalnih sorpcionih kapaciteta dobijenih eksperimentalnim putem i određenih Langmuir-ovim modelom su veoma bliske, osim u slučaju uzorka KB, za koji model predviđa 20% nižu vrednost u odnosu na izmerenu. Vrednosti parametra $K_L$ i $K_f$, koje su u vezi sa afinitetom i kapacitetom sorbenata, najveće su za uzorak ŽK.

**Tabela 1. Parametri sorpcije $Mn^{2+}$ jona izračunati korišćenjem Langmuir-ove i Freundlich-ove izoterme**

| Sorbent | | Langmuir-ov model | | | Freundlich-ov model | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | $Q_{m,exp}$ [mmol/g] | $q_m$ [mmol/g] | $K_L$ [L/g] | $R^2$ | n | $K_F$ [$mmol^{1-n}\,dm^{3n}\,g^{-1}$] | $R^2$ |
| KB | 0,091 | 0,074 | 0,911 | 0,995 | 0,212 | 0,042 | 0,562 |
| ŽK | 0,520 | 0,531 | 5,057 | 0,987 | 0,201 | 0,350 | 0,995 |
| PPP | 0,018 | 0,018 | 3,794 | 0,968 | 0,037 | 0,016 | 0,454 |
| LJŠ | 0,109 | 0,112 | 4,360 | 0,999 | 0,289 | 0,066 | 0,928 |

Uzorak ŽK je sastavljen od neorganske apatitne faze i aktivnog uglja nastalog karbonizacijom organske faze kostiju na visokoj temperaturi [4]. U mehanizmu vezivanja katjona ovim kompozitom učestvuju i jonska izmena i specifična sorpcija (hemisorpcija), a u zavisnosti od polutanta, može doći i do delimičnog rastvaranja polaznog kalcijum-apatita i taloženja novih fosfatnih faza, što ovaj materijal čini efikasnim u uklanjanju niza toksičnih teških metala i radioaktivnih izotopa (Pb, Cu, Zn, Co, Ni) [4,5]. Visoki sorpcioni kapacitet ŽK dobijen u ovom radu, u saglasnosti je sa rezultatima sorpcije jona Mn na Apatitu II, komercijalnom sorbentu koji se dobija tretmanom ribljih kostiju [6]. Rendgenskom difrakcionom analizom je pokazano da u mehanizmu sorpcije učestvuje i precipitacija različitih fosfata mangana u kiselim rastvorima, a pri višim pH vrednostima (pH ~8) se mogu taložiti i oksidi Mn višeg oksidacionog stanja od +2 [6].
Nezavisno od vrste školjki i područja na kojima žive, ljušture imaju relativno uniforman sastav u kome preovlađuje $CaCO_3$ (>95%) u formi kalcita i/ili aragonita [7]. Dosadašnja istraživanja su pokazala da se uklanjanje $Mn^{2+}$ jona iz vodene sredine primenom $CaCO_3$ zasniva na uspostavljanju specifičnih hemijskih veza, ali i na taloženju novih čvrstih faza $MnCO_3$ i $Mn(OH)_2$ [8].
Pepeo pirinčane pleve generalno ima visokorazvijenu specifičnu površinu (>200 $m^2/g$), međutim odnos njegovih glavnih komponenata, karbonizovane organske materije i $SiO_2$, zavisi od uslova tokom termičkog tretmana [9]. Sorpcioni kapacitet belog pepela, sa dominantnim udelom $SiO_2$ (95%), višestruko je veći (0,272 mmol/g) [9] od kapaciteta crnog PPP koji je korišćen u ovom radu. Razlika ukazuje na dominantno vezivanje jona $Mn^{2+}$ preko površinskih Si-OH grupa, praćeno padom pH vrednosti, dok ugljenična faza ispoljava slab afinitet prema katjonima iz rastvora.

Ispitani kompost se sastoji od lignina i kalcita [10]. Prethodna studija biosorpcije dvovalentnih jona metala na kompostu KB, pokazala je različit afinitet prema jonima Pb, Cu, Cd, Zn, Ni, pri čemu su se najefikasnije vezivali joni Pb [10]. Jonska izmena i hemisorpcija su definisani kao glavni mehanizmi vezivanja jona Pb. Relativno mali sorpcioni kapacitet KB dobijen u ovom radu ukazuje na potrebu prethodnog tretiranja datog materijala u cilju povećanja njegove reaktivnosti.

## 4. ZAKLJUČAK

Proces sorpcije jona $Mn^{2+}$ materijalima biološkog porekla je ispitan u ravnotežnim uslovima, korišćenjem tretiranih životinjskih kostiju, pepela pirinčane pleve, komposta slatkovodnih korovskih biljaka i ljuštura morskih školjki. Sorpcioni kapaciteti ispitivanih biosorbenata su značajno varirali usled razlika u hemijskom sastavu. Pod istim eksperimentalnim uslovima, tretirane životinjske kosti su pokazale najveći kapacitet sorpcije, ukazujući na biološki apatit kao pogodnu matricu za imobilizaciju jona $Mn^{2+}$ iz vodene sredine. U cilju povećanja reaktivnosti i kapaciteta manje efikasnih biosorbenata, neophodno je analizirati uticaje različitih tretmana.

## 5. ZAHVALNICA-

Ovaj rad je podržan od strane Ministarstva prosvete, nauke i tehnološkog razvoja Republike Srbije (Projekat br. III 43009).

## 6. LITERATURA

[1] A.B. Santamaria. Manganese exposure, essentiality & toxicity. *Indian J. Med. Res.* 128, 2008, 484-500.

[2] Radiological Characterization of Shut Down Nuclear Reactors for Decommissioning Purposes, No. 389, IAEA, Vienna, 1998.

[3] D.S. Patil, S.M. Chavan, J.U.K. Oubagaranadin. A review of technologies for manganese removal from wastewaters. *J. Environ. Chem. Eng.* 4 , 2016, 468–487.

[4] S. Dimović, I. Smičiklas, I. Plećaš, D. Antonović, M. Mitrić. Comparative study of differently treated animal bones for $Co^{2+}$ removal. *J. Hazard. Mater.* 164, 2009, 279–287.

[5] M. Šljivić-Ivanović, A. Milenković, M. Jović, S. Dimović, A. Mraković, I. Smičiklas. Ni(II) immobilization by bio-apatite materials: Appraisal of chemical, thermal and combined treatments. *Chem. Ind. Chem. Eng. Q*. 22, 2016, 117–126.

[6] J. Oliva, J. De Pablo, J.-L. Cortina, J. Cama, C. Ayora. The use of Apatite II$^{TM}$ to remove divalent metal ions zinc(II), lead(II), manganese(II) and iron(II) from water in passive treatment systems: Column experiments. *J. Hazard. Mater.* 184, 2010, 364–374.

[7] N. Seco-Reigosa, L. Cutillas-Barreiro, J.C. Nóvoa-Muñoz, M. Arias-Estévez, M.J. Fernández-Sanjurjo, E. Álvarez-Rodríguez, A. Núñez-Delgado. Mixtures including wastes from the mussel shell processing industry: retention of arsenic, chromium and mercury. *J. Clean. Prod.* 84, 2014, 680–690.

[8] Y. Wang, S. Pleasant, P. Jain, J. Powell, T. Townsend. Calcium carbonate-based permeable reactive barriers for iron and manganese groundwater remediation at landfills. *Waste Manag.* 53, 2016, 128–135.

[9] M.P. Tavlieva, S.D. Genieva, V.G. Georgieva, L.T. Vlaev. Thermodynamics and

kinetics of the removal of manganese(II) ions from aqueous solutions by white rice husk ash. *J. Mol. Liq.* 211, 2015, 938–947.

[10] J. Milojković, L. Pezo, M. Stojanović, M. Mihajlović, Z. Lopičić, J. Petrović, M. Stanojević, M. Kragović. Selected heavy metal biosorption by compost of *Myriophyllum spicatum*—A chemometric approach. *Ecol. Eng*. 93, 2016, 112–119.

## BIOSORPTION OF $Mn^{2+}$ IONS FROM AQUEOUS SOLUTIONS

**Marija ŠLJIVIĆ-IVANOVIĆ[1], Mihajlo JOVIĆ[1], Ivana JELIĆ[2], Alja MARKOVIĆ[2], Nina CUKON[2], Vladimir STANOJLOVIĆ[2], Ivana SMIČIKLAS[1]**

*1) University of Belgrade, Vinča Institute of Nuclear Sciences, Belgrade, Serbia, marijasljivic@vin.bg.ac.rs*

*2) Singidunum University, Faculty of Applied Ecology – Futura, Belgrade, Serbia*

***ABSTRACT***

*In this study, the efficacy of various biosorbents in the process of $Mn^{2+}$ ions removal from aqueous solutions was compared. The effect of the initial concentration of $Mn^{2+}$ ions on the sorbed amount was examined by applying the following powdered materials: river weeds compost (KB), annealed bovine bone (ŽK), seashells (LjŠ) and rice husks ash (PPP). Sorbed amounts of $Mn^{2+}$ increased with the increase of its initial concentration, while the maximum sorption capacities, determined by constructing sorption isotherms, followed the sequence: PPP<KB<LJŠ<<ŽK. The decline in equilibrium solution pH values after the sorption indicates the specific sorption (chemisorption) of $Mn^{2+}$ ions, as one of the binding mechanisms to the surface of tested materials. The relationship between the chemical composition of biosorbents and their sorption affinity was discussed. Sorption capacity of the most efficient material ŽK was found to be 0.53 mmol/g (29.1 mg/g). The results indicate the potential of biosorption in the immobilization of $Mn^{2+}$ ion, which is a significant pollutant both as a heavy metal and as a radioactive gamma emitter $^{54}Mn$.*

# UKLANJANJE, KONDICIONIRANJE I SKLADIŠTENJE ISKORIŠTENIH RADIOAKTIVNIH IZVORA U CRNOJ GORI

**Nikola SVRKOTA, Tomislav ANĐELIĆ, Benard BERIŠAJ, Ranko ZEKIĆ**
*Centar za ekotoksikološka ispitivanja, Podgorica, Crna Gora,*
*nikola.svrkota@ceti.co.me*

***SADRŽAJ***
*Tokom 2013. i 2014. godine svi iskorišteni radioaktivni izvori, uređaji sa zatvorenim izvorima zračenja, radioaktivni gromobrani, kompasi i dr. su preuzeti, kondicionirani i smješteni u privremeno skladište za nisko i srednje radioaktivni otpad koje se nalazi u krugu Centra za ekotoksikološka ispitivanja Crne Gore. Ovi zadaci su realizovani kroz dva projekta. Prvi projektat IPA 2009 „Upravljanje zatvorenim radioaktivnim izvorima, uključujući radioaktivne gromobrane", je bio podržan od strane EU. Tokom njegove realizacije uklonjeno je i transportovano u skladište 71 radioaktivni gromobran, 68 paketa sa radioaktivnim izvorima uključujući i 7000 radioaktivnih kompasa. Drugi je bio Interegionalni TC projekat oznake INT9176 – "Jačanje kapaciteta kontrole iskorištenih zatvorenih radioaktivnih izvora u mediteranskom regionu" (IAEA i EU), koji je omogućio kondicioniranje izvora. U radu je prikazana realizacija ovih aktivnosti kao i rezultati dozimetrijskih mjerenja.*

## 1. UVOD

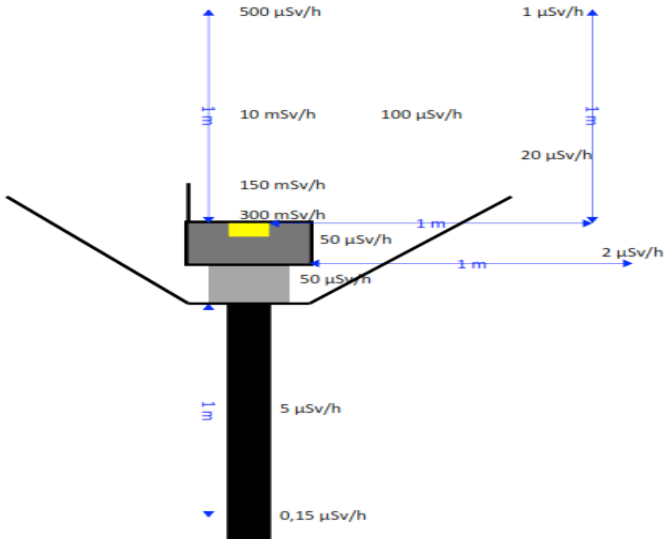
Uklanjanje istrošenih radioaktivnih izvora, uređaja sa zatvorenim izvorima zračenja, radioaktivnih gromobrana izvršeno je tokom treće i četvrte faze projekta koji je finansirala Evropska Unija – IPA 2009 „Upravljanje zatvorenim radioaktivnim izvorima, uključujući radioaktivne gromobrane". Ovaj dio projekta trajao je godinu dana od 01.04. 2013. do 01.04.2014. dok je dio koji se odnosio na demontažu, preuzimanje, transport i smještanje izvora u skladište za nisko i srednje radioaktivni otpad (*Skladište*) realizovan u periodu od 01.08.2013. do 01.03.2014. Veliki broj publikacija bavio se ovom temom koja pokriva sve aspekte zaštite od jonizujućih zračenja i bezbjednim upravljanjem radioaktivnih izvora od njihove proizvodnje, korišćenja pa do bezbjednog skladištenja [1-5]. Nakon preliminarnog obilaska terena i priprema za rad koji se odnosio na nabavku nedostajuće opreme, dobijanje potrebnih dozvola (što je trajalo 3 mjeseca) počelo se sa terenskim aktivnostima. Pristup je bio takav da se svi poznati (popisani) izvori donesu u *Skladište*, tu izvrši provjera i početna kategorizacija izvora, pa tek nakon toga izvrši kondicioniranje, kategorizacija i stavljanje izvora u olovni kontejner. U tom trenutku Centar za ekotosikološka ispitivanja (CETI) nije posjedovao takav kontejner, kao ni potpunu opremu za vađenje izvora iz gromobrana i industrijskih uređaja. Dodatnu opremu (kontejner za smještaj radioaktivnih izvora, olovno staklo) i ekspertsku pomoć CETI je dobio kroz Interegionalni TC projekat oznake INT9176 – "Jačanje kapaciteta kontrole iskorištenih zatvorenih radioaktivnih izvora u mediteranskom regionu" (IAEA i EU). U okviru tog projekta organizovana je kampanja kondicioniranja izvora koji su se nalazili u *Skladištu* i organizovan međuregionalni trening kurs na kome su učesnici prisustvovali demonstraciji vađenja izvora $^{137}$Cs iz industrijskog izvora. Ekspertski tj. radni tim, koji je realizovao zadatke iz prvog projekta, sastojao se od 4 fizičara (dvojica koja su išla na teren i dvojica za prijem i provjeru radioaktivnog materijala u *Skladištu*), 3

tehničara i vozača. Prilikom realizacije drugog projekta (kondicioniranje) bilo je angažovano osam fizičara (četiri iz CETI, tri iz EKOTEH-a i jedan ekspert iz IAEA).
U radu su prikazani rezultati dozimetrijskih mjerenja zaposlenih na ovim projektima, vršenih ličnim dozimetrima za cijelo tijelo, prsten dozimetrima kao i elektronskim dozimetrima.

## 2. OPREMA I METODOLOGIJA

Tokom realizacije projekta uklanjanja gromobrana korišćena je mjerna oprema za određivanje jačina doza, identifikaciju radionuklida unutar uređaja i gromobrana, kao i za kvantitativnu analizu. Dio opreme koji se koristio na terenu: Thermo FH 40 G-L sa GM sondama FHZ 612 i FHZ 632 L, ručni spektrometrijski sistemi RIIDeye sa NaI(Tl) sondom (2x2)“ i InSpector 1000 sa NaI(Tl) sondom (1.5x1.5)“, prenosni HPGe detektor (korišćen u *Skladištu* prilikom određivanja aktivnosti radioaktivnih izvora u kućištima gromobrana). Lična dozimetrijska mjerenja koja su se odnosila na profesionalno izložena lica koja su realizovala zadatke vršena su pomoću TL sistema Thermo Harshaw 4500 i dozimetrima za cijelo tijelo i za prste (prsten dozimetri). Sistem Harshaw Model 4500 Manual TLD, pored TL dozimetara uključuje dvije važne komponete: TLD čitač i WinREMS program (The Windows Radiation Evulation and Management System). WinREMS kontroliše sve radne operacije čitača TLD, uključujući čuvanje svih radnih parametara. Ovaj Model uključuje dvije fotomultiplikacione cijevi sa kliznim kućištem sa dvije planšete i sistemom za grijanje na gas ($N_2$). Sistem za grijanje sa gasom koristi struju toplog azota i precizno kontrolisano linearno podizanje temperature do $400^0$ C, kojim istovremeno zagrijava dvije pozicije od četri na TLD kartici. U zatvorenoj petlji topli gas zagrijava TL kristal. Zagrijan TL kristal emituje svijetlost čiji je intenzitet srazmjeran apsorbovanoj energiji. Svijetlost se u fotomultiplikatoru pretvara u struju, koja se poslije pojačanja odvodi na registrator. Obrada tako dobijenog signala daće rezultat koji povezuje intenzitet strujnog impulsa sa apsorbovanom energijom u kristalu za vrijeme izlaganja zračenju te je rezultat obrade tzv. kriva isijanja na osnovu koje se određuje lični dozni ekvivalent [6]. Pored pasivnih korišćeni su i elektronski lični dozimetri Thermo Mk 2.3 i Mk 2.5.
Uklanjanje radioaktivnih gromobrana sastojalo se iz nekoliko etapa. Prvi dio se sastojao u tome da se obezbijedi lokacija, pomoću trake je obilježena kontrolisana zona, zatim se, nakon provjere opreme, vršilo dozimetrijsko mjerenje oko kućišta gromobrana. Nakon spuštanje šipke koja nosi kućište sa radioaktivnim izvorom vršena su dodatna dozimetrijska mjerenja i pristupalo se skidanju olovnog kućišta koje je okrenuto „izvorom ka dolje“ stavljano u transportni kontejner, i smješteno u vozilo. Za transport korišćen je kombi Mercedes Sprinter koji je pregrađen tako da je omogućena veoma dobra zaštita za vozače (i što se tiče rastojanja i zaštitne barijere). Nakon dozimetrijskih mjerenja oko i unutar (mjesta vozača i suvozača) vozila radioaktivni izvor/uređaj se prevozio do *Skladišta*. U *Skladištu* izvor je preuziman od strane kolega koji su bili zaduženi za prijem i početnu karakterizaciju izvora.
Prije nego što se krenulo u demontiranje i preuzimanje radioaktivnih izvora, kao što je napomenuto u uvodu, izvršeno je preliminarno obilaženje lokacija praćeno dozimetrijskim mjerenjima, te izvršen i proračun/predviđanje primljene efektivne doze profesionalno izloženih lica prilikom realizacije projekta. Na slici 1. prikazan je gromobran sa najvećim jačinama doza, izmjerenim od strane slovenačkih kolega iz firme „Zavod za varstvo pri delu“ (ZVD) koji su bili angažovani na projektu u cilju utvrđivanja

činjeničnog stanja na terenu i proračuna primljenih doza („fact-finding mission“) od 5. do 9. marta 2012. Slika je preuzeta iz njihovog izvještaja broj: DOZ-59/12-MG-GO [7].




**Slika 1. Izmjerene jačina doza jednog radioaktivnog gromobrana (RAG) u Crnoj Gori**

Procjena izloženosti članova tima za uklanjanje gromobrana i preuzimanje radioaktivnog materijala sastojala se iz predviđanja trajanja svakog segmenta uklanjanja gromobrana. Pretpostavljeno je da se u Crnoj Gori u tom trenutku nalazilo 80 gromobrana, te da se polovina od njih nalazila na stubovima. Korišćen je konzervativni pristup tj. uzete su maksimalno izmjerene jačine doza iz preliminarnog obilaska, pošto nisu svi gromobrani mogli biti izmjereni, a tom trenutku se nije znao tačan broj gromobrana. Prva pretpostavka je uključivala segmente uklanjanja gromobrana sa stubova, odnosno iz korpe dizalice, a druga da se gromobran nalazio na krovu. Takođe izvršena je procjena primljene efektivne doze za vozače. Procijenjeno vrijeme skidanja RAG sa stuba bilo je 110 minuta, a za to vrijeme procijenjena doza koju će primiti radnik 32,5 µSv. Prilikom skidanja RAG sa krova procijenjeno vrijeme iznosilo je 206 minuta, a primljena doza 41 µSv. Pocijenjena doza za vozače bila je 14,5 µSv, jer je prosječno vrijeme transporta procijenjeno na 175 minuta. Poslije svega došlo se do zaključka da bi primljena efektivna doza prilikom skidanja i transporta RAG trebala biti 2,05 mSv. Procijenjena vrijednost za efektivnu dozu zadovoljava uslove propisane zakonskom regulativom [8].

## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

U periodu od avgusta 2013. do januara 2014. uklonjeno je i spremljeno u *Skladište* 71 radioaktivni gromobran, 68 paketa sa radioaktivnim izvorima uključujući i 7000 radioaktivnih kompasa. Tri tehničara zajedno sa dva fizičara, označenih brojevima 1 i 2, obavljali su terenski dio poslova, i transport sa vozačem, dok su fizičari označeni brojevima 3 i 4 primali radioaktivne izvore u *Skladište*, vodili evidenciju, vršili ponovnu identifikaciju (potvrda terenskih mjerenja) radionuklida i određivali njihovu aktivnost gdje je to bilo moguće.

U tabeli 1 prikazani su rezultati dozimetrijskih mjerenja pomoću Tl dozimetara i elektronskih dozimetara za članove tima koji je obavio uklanjanje, transport i skladištenje.

**Tabela 1. Izmjerene doze EPD i TLD za cijelo tijelo prilikom uklanjanja i transporta radioaktivnih izvora iz iskorišćenih uređaja sa zatvorenim izvorima zračenja i radioaktivnih gromobrana**

| Br. | Ime i Prezime | Ukupna doza TLD (μSv) | Ukupna doza EPD (μSv) | Ukupna doza Prsten TLD (μSv) | TLD/EPD |
|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Tehničar 1 | 309 | 72 | 3250 | 4,3 |
| 2 | Tehničar 2 | 265 | 149 | 4130 | 1,8 |
| 3 | Tehničar 3 | 206 | 70 | 2070 | 2,9 |
| 4 | Vozač | 180 | 121 | 2000 | 1,5 |
| 5 | Fizičar 1 | 193 | 96 | 2100 | 2,0 |
| 6 | Fizičar 2 | 327 | 140 | 4700 | 2,3 |
| 7 | Fizičar 3 | 863 | 338 | 9590 | 2,6 |
| 8 | Fizičar 4 | 481 | 131 | 3250 | 3,7 |

Kao što se može vidjeti iz tabele 1. raspon primljenih doza je od 180 μSv, doza koju je primio vozač, do 863 μSv, koju je primio fizičar zadužen za prijem izvora u *Skladište*. Fizičari 3 i 4 nisu ravnomjerno raspodjelili aktivnosti što se može vidjeti iz očitavanja TLDa i EPDa. Fizičar broj 3 je više bio u kontaktu sa izvorima (prenošenje i sl.) jer je primljena doza prsten dozimetra 3 puta veća od fizičara broj 4. Ono što je takođe primjetno je da su TL dozimetri prikazali 2 do 4 puta veću dozu od elektronskih dozimetara. Jedan od razloga može biti i taj što su se dozimetri često nosili na različitim mjestima radnog kombinezona, zbog lakšeg rada.

U periodu od nedelju dana kondicionirano je 90 iskorišćenih uređaja sa radioaktivnim izvorima zračenja. Od toga bilo je 66 izvora $^{152/154}$Eu, 4 izvora $^{60}$Co i 1 izvor $^{241}$Am iz radioaktivnih gromobrana (RAG), 6 (od 8) izvora $^{137}$Cs iz industrijskih izvora, 3 kalibraciona izvora $^{90}$Sr, 2 $^{226}$Ra izvora iz žiroskopa, 4 $^{63}$Ni i 2 tricijumska izvora izvađenih iz detektora eksploziva. Na slici 2 je prikazano vađenje radioaktivnog izvora iz gromobrana čije je kućište zarđalo i koje je zahtijevalo duži boravak u blizini izvora.



**Slika 2. Vađenje radioaktivnog izvora iz gromobrana**

U tabeli 2 prikazane su doze prilikom kondicioniranja izvora.

**Tabela 2. Izmjerene doze EPD i TLD za cijelo tijelo prilikom demontiranja i vađenja radioaktivnih izvora iz iskorišćenih uređaja sa zatvorenim izvorima zračenja i radioaktivnih gromobrana**

| Br. | Ime i Prezime | Ukupna doza TLD [μSv] | Ukupna doza EPD [μSv] | TLD/EPD |
|---|---|---|---|---|
| 1 | Fizičar 1 | 65 | 68 | 0,95 |
| 2 | Fizičar 2 | 180 | 131 | 1,37 |
| 3 | Fizičar 3 | 158 | 175 | 0,90 |
| 4 | Fizičar 4 | 35 | 35 | 0,99 |
| 5 | Fizičar 5 | 103 | 83 | 1,24 |
| 6 | Fizičar 6 | 52 | 38 | 1,38 |
| 7 | Fizičar 7 | 203 | 294 | 0,69 |
| 8 | Fizičar 8 | 458 | 331 | 1,38 |

Upređujući dobijene rezultate iz tabela 1 i 2 vidi se da iako se radilo sa skoro istom broju radioaktivnih izvora (tim se nije bavio kompasima) prosječne primljene doze su manje za 2 puta u odnosu na uklanjanje i transport radioaktivnih izvora (dobijene preko TLDa), dok su vrijednosti dobijene preko EPDa približno iste, razlikuju se za faktor 0,9. Iz tabele 2 vidi se da su prilikom kondicioniranja izvora bolja slaganja između TLDa i EPDa, najveća razlika je za faktor 1,4. Tabela 3 prikazuje doze dobijene prsten TL dozimetrima tokom kondiciniranja – sve vrijednosti su niže ili na nivou najniže vrijednosti tokom uklanjanja radioaktivnih izvora zračenja. Takođe se može uočiti da su tokom kondi-

cioniranja trojica fizičara (3, 7 i 8) obavili najveći dio posla koji se odnosi na vađenje izvora. Fizičari 5 i 6 bili su odgovorni da nadgledaju i upisuju podatke o izvorima.

**Tabela 3. Izmjerene doze prsten TL dozimetrima prilikom demontiranja i vađenja radioaktivnih izvora iz iskorišćenih uređaja sa zatvorenim izvorima zračenja i radioaktivnih gromobrana**

| Br. | Ime i Prezime | Br. prsten dozimetra | Ukupna doza (μSv) |
|---|---|---|---|
| 1 | Fizičar 1 | 10009 | 280 |
| 2 | Fizičar 2 | 10005 | 380 |
| 3 | Fizičar 3 | 10001 | 1640 |
| 4 | Fizičar 5 | 10408 | 180 |
| 5 | Fizičar 6 | 10451 | 150 |
| 6 | Fizičar 7 | 10011 | 2080 |
| 7 | Fizičar 8 | 10452 | 2160 |

## 4. ZAKLJUČAK

Tokom 2013. i 2014. godine svi iskorišteni radioaktivni izvori, uređaji sa zatvorenim izvorima zračenja, radioaktivni gromobrani, kompasi i dr. su preuzeti, kondicionirani i smješteni u privremeno skladište radioaktivnog otpada. Poslove su obavila dva osmočlana tima – prvi tim izvršio uklanjanje, transport i skladištenje do kondicioniranja, i drugi koji je obavio vadjenje izvora iz kućišta gromobrana i uređaja. Primljene doze izmjerene TL dozimetrima, za prvi tim su se kretale od 180 μSv (za vozača) do 863 μSv (fizičar na prijemu u *Skladište*). Za isti period EDP su pokazali 72 μSv (tehničar) do 338 μSv (fizičar na prijemu u *Skladište*). Razlike u izmjerenim rezultatima koji su dobijeni za prvi tim između TLDa i EPDa kreću su od 2 do 4 puta. Za drugi tim izmjerene vrijednosti se kreću od 35 μSv do 458 μSv (TLD). Razlike izmedju TLD i EPD su iznosile do 40%.

Najveća doza primljena je na rukama (prstima) kod fizičara koji se bavio prijemom radioaktivnih izvora u *Skladište*, i njihovom početnom karakterizacijom.

Svi članovi tima koji su realizovali aktivnosti uklanjanja gromobrana primili su efektivne doze koje su niže od procijenjenih pred početak projekta.

Ono što je važno naglasiti je da su primljene doze za sva profesionalno izložena lica koja su realizovala zadatke iz oba projekta primila efektivnu dozu koja je mnogo manja od Zakonom propisane granice koja iznosi 6 mSv za lica koja pripadaju kategoriji B odnosno 20 mSv za kategoriju A.

## 5. LITERATURA

[1] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources, Safety Series No. 115, IAEA, Vienna (1996).

[2] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Categorization of Radioactive Sources, IAEA-TECDOC-1344 (2003).
[3] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Regulations for the Safe Transport of Radioactive Material, 1996 Edition (Revised), Safety Standards Series No. TS-R-1 (ST-1 Revised), IAEA, Vienna (2000).
[5] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Classification of Radioactive Waste, Safety Series No. 111-G-1.1, IAEA, Vienna (1994).
[6] Model 4500 Manual TLD Reader with WinREMS$^{TM}$, Operator's Manual, Publication No 4500-W-O0602-004, saint Gobain Crystls&Detectors, Radiation Measurement Products, USA.
[7] Marko Giacomelli, Gregor Omahen, Report No.: LDOZ-59/12-MG-GO, 11. 04. 2012.
[8] Pravilnik o granicama izlaganja jonizujućim zračenjima, Sl. list SRJ br. 32/98

# REMOVING, CONDITIONING AND STORING OF USED RADIOACTIVE SOURCES IN MONTENEGRO

**Nikola SVRKOTA, Tomislav ANĐELIĆ, Benard BERISAJ, Ranko ZEKIĆ**
*Center for Ecotoxicological Testing, Podgorica, Montenegro,*
*nikola.svrkota@ceti.co.me*

***ABSTRACT***
*During 2013 and 2014, all used radioactive sources, devices with closed radiation sources, radioactive lightning rods, compasses, etc. were taken over, conditioned and placed in a temporary storage for low and intermediate radioactive waste located within the Center for Ecotoxicological Testing of Montenegro. These tasks were realized through two projects. The first project IPA 2009 "Managing closed radioactive sources, including radioactive lightning rods", was supported by the EU. During its implementation, 71 radioactive lightning rods, 68 packets of radioactive sources including 7000 radioactive compasses were removed and transported to the warehouse. The second was the Interregional TC project labeled INT9176 - "Strengthening the Control Capacity of Used Closed Radioactive Sources in the Mediterranean Region" (IAEA and EU), which enabled the conditioning of sources. The paper presents the realization of these activities as well as the results of dosimetric measurements.*

# UPRAVLJANJE RADIOAKTIVNIM OTPADOM U INSTITUCIJAMA ZDRAVSTVENE ZAŠTITE

**Slavko DIMOVIĆ, Mihajlo JOVIĆ, Marija ŠLJIVIĆ-IVANOVIĆ, Vojislav STANIĆ i Ivana SMIČIKLAS**

*Univerzitet u Beogradu, Institut za nuklearne nauke Vinča, Beograd, Srbija, sdimovic@vin.bg.ac.rs*

***SADRŽAJ***

*Institucije zdravstvene zaštite sve više primenjuju radioizotope u dijagnostičke i terapeutske svrhe, posebno u kardiologiji i onkologiji. Sve ovo dovodi do povećanja količine radioaktivnog otpada. Bezbedno odlaganje neiskorištenog radioaktivnog materijala i predmeta kontaminiranih istim predstavlja vitalnu komponentu sveobuhvatne strategije upravljanja. Osnovni cilj bezbednog odlaganja radioaktivnog otpada je da izlaganje zračenju ljudi, profesionalnih lica i životne sredine ne pređe propisane granice kroz institucionalni koordinisani napor u nacionalnom pravnom okviru. U ovom radu data je kategorizacija pomenutog otpada, načini segregacije, vrste tretmana, kao i načini odlaganja različitih vrsta otpada nastalih u ustanovama zdravstvene zaštite.*

## 1. UVOD

Institucije zdravstvene zaštite generišu između 0,5 i 2 kg potencijalno opasnog i infektivnog otpada po krevetu dnevno. Procenjeno je da je 85% stvorenog otpada nije opasno, da je oko 10% infektivno, a 5% neinfektivno ali hazardno. Narastajući trendovi HBV i HIV virusnih infekcija dovode do povećanja svesti o riziku povezanom sa neadekvatnim upravljanjem biomedicinskog otpada i potrebe za razvijanjem i implementacijom obnovljive strategije i metoda za bezbedno odlaganje otpada [1]. Institucije zdravstvene zaštite sve vise koriste radioaktivne izotope, kao što su: tehnecijum-99m (Tc-99m), jod-131 (I-131), jod-125 (I-125), jod-123 (I-123), fluor-18 (F-18), tricijum (H-3) i ugljenik-14 (C-14), u dijagnostičke i terapeutske svrhe, dok se veći deo otpada stvara u odeljenju za Nuklearnu Medicinu. Većina radioaktivnog otpada je u tečnom stanju, sa manjim učešćem u čvrstom i minimalnim u gasovitom. Čvrsti otpad sadrži tragove radioktivnosti u špricevima, iglama, pamučnim tamponima, bočicama, kontaminiranim rukavicama i absorpcionim materijalima. Odeća i posuđe pacijenata koje karakterišu velike doze radioizotopa kao što je I-131 predstavljaju takođe čvrsti radioaktivni otpad. Bezbedno odlaganje neiskorištenog radioaktivnog materijala i predmeta kontaminiranih istim predstavlja vitalnu komponentu sveobuhvatne strategije upravljanja radioaktivnim otpadom. Osnovni cilj bezbednog odlaganja radioaktivnog otpada je da se obezbedi da izlaganje zračenju ljudi, profesionalnih lica i životne sredine ne pređe propisane granice [2,3]. Pored upravljanja radioaktivnim otpadom na naučnim osnovama, osnovni principi zaštite od zračenja su opravdanost prakse (upotreba zračenja samo ukoliko je korist veća od rizika), optimizacija prakse (ALARA princip) i ograničenost doza koja je data u tabeli 1 [4]. Redovan lični monitoring zračenja zdravstvenih radnika, monitoring neposredne okoline, kao i kontrola kvaliteta radijacionih instrumenata obavezne su za dostizanje standarda radijacione sigurnosti [5]. Svaka institucija zdravstvene zaštite treba da imenuje oficira za radijacionu sigurnost koji nadgleda sve

aspekte radijacione sigurnosti uključujući i upravljanje radioaktivnim otpadom sprovodeći aktivnosti prema procedurama izdatih od strane Agencije za zaštitu od jonizujućeg zračenja i nuklearnu sigurnost Republike Srbije.

**Tabela 1. Granice doza**

| Primena | Granica godišnje doze | |
|---|---|---|
| | **Profesionalna** | **Javna** |
| Efektivna doza | 20 mSv | 1 mSv |
| **Ekvivalentna doza za organe** | | |
| Očno sočivo | 150 mSv | 150 mSv |
| Koža | 500 mSv | 50 mSv |
| Ruke i stopala | 500 mSv | / |
| **Ekvivalentna doza** | | |
| Trudnice | 2 mSv za abdomen | / |

## 2. KATEGORIZACIJA I SEGREGACIJA RADIOAKTIVNOG OTPADA U NUKLEARNOJ MEDICINI

Čvrsti radioaktivni otpad čine papir, rukavice, prazni špricevi i igle, zatvoreni izvori korišćeni u terapiji, zatvoreni izvori korišćeni za kalibrisanje instrumenata, životinjski leševi i drugi biloški otpad. U tečnom radioaktivnom otpadu se mogu naći precipitati radionuklida, izlučenje pacijenata, tečni scintilacioni rastvori i dr.

U zavisnosti od završne faze rukovanja ili odlaganja otpad se može svrstati u različite kategorije. Prvu kategoriju čini otpad koji će završiti u javno-komunalnom sistemu prerade otpada sa ili bez procesa insineracije, drugu kategoriju čini otpad koji se direktno može ispustiti u kanalizacioni sistem, dok u treću kategoriju spada otpad koji se može reciklirati ili odložiti na deponiju.

Segregacija se može izvršiti prema sledećim kategorijama [5]:

Čvrsti otpad koji nakon adekvatnog tretmana i kondicioniranja može biti procesuiran u javno-komunalnom sistemu prerade. Čvrst otpad treba da bude imobilisan u matriksni material pogodan za skladištenje i transport. Insineracija se preporučuje za sagorljivi čvrsti otpad, jer se time obezbeđuje najveća redukcija zapremine, razblaživanje i disperzija sadržaja radionuklida, a postiže se i sveukupna sterilizacija biološkog otpada uz striktno poštovanje granica emisije predloženih od strane regulatornog tela;

Tečni otpad nakon adekvatnog tretmana (evaporacija, hemijska precipitacija i/ili jonska izmena) i kondicioniranja može biti ispušten u komunalni sistem prerade voda. S druge strane, za organski i infektivni tečni otpad insineracija je rešenje uz naknadnu obradu čvrstog ostatka. Tretirani efluenti se ispuštaju u životnu sredinu preko kanalizacionog sistema ukoliko je sadržaj radionuklida u granicama dozvoljenog;

Čvrsti i tečni otpad koji sadrži kratkoživeće radionuklide pogodan je za stokiranje usled radioaktivnog raspada, nakon čega može biti tretiran kao komunalni otpad;

Zatvoreni izvori zračenja visokih aktivnosti se odlažu na privremeno ili konačno odlagalište ili se recikliraju;

- Za biološki otpad, koji je podležan raspadanju, najčeće se primenjuje insineracija, dok se za infektivni otpad zahteva sterilizacija pre odlaganja;
- Za slomljenu staklariju, upotrebljene špriceve itd. neophodno je sakupljanje u zasebne kontejnere u cilju sprečavanja ličnih povreda;

- Generatori radionuklida se nakon privremenog odlaganja u cilju raspadanja ispituju na kontaminaciju ili se preferentno vraćaju proizvođaču;
- Bolnička posteljina i odeća koja je kontaminirana može biti privremeno stokirana, ukoliko sadrži kratkoživeće radionuklide, ili se u suprotnom tretira kao čvrsti otpad;
- Izlučevine pacijenata u dijagnostici se ne sakupljaju i odvajaju, dok u terapiji se koriste zasebni toaleti opremljeni posebnim rezervoarima za radioaktivni raspad, sistemi za obradu ili se izlučevine direktno ispuštaju u kanalizaciju;
- Tečni scintilacioni rastvori se usled prisustva zapaljivih organskih rastvarača procesuiraju insineracijom. Novi tipovi tečnih scintilacinih rastvora su manje zapaljivi i opasni za životnu sredinu i mogu se tretirati u javno/komunalnom sistemu obrade.

Kontejeneri koji omogućavaju segregaciju različitog tipa radioaktivnog otpada moraju biti dostupni na mestu njegovog generisanja. Pored toga, moraju biti prilagođeni nameni (zapremina, zaštita, obezbeđenje od procurivanja), a svaki tip otpada treba čuvati u zasebnim kontejnerima, propisno obeleženim u cilju pružanja informacije o radionuklidima, fizičkom stanju, aktivnosti i eksternoj dozi.
Prostorija za privremeno stokiranje radioaktivnog otpada mora biti dostupna, obezbeđena, propisno obeležena i ventilirana. Zapaljivi otpad mora biti zasebno odložen, a biološki treba da bude na hladnom mestu ili u zamrzivaču, sa tačnim i uredno vođenim podacima o njegovom poreklu.

## 3. SAKUPLJANJE I ODLAGANJE RADIOAKTIVNOG OTPADA

Upravljanje radioktivnim otpadom uključuje dve faze: sakupljanje i odlaganje. Radioaktivni otpad treba da bude identifikovan i odvojen u radnoj zoni. Kontejneri sa nožnom papučicom i polietilenskim uloškom za jednokratnu upotrebu služe za prikupljanje čvrstog radioaktivnog otpada, a sa polietilensko-staklenim za tečni otpad. Sakupljenje radioaktivnog otpada u staklenim sudovima treba izbegavati. Svaki pojedinačni paket se kontroliše i obavezno se obeležava njegova aktivnost pre odluke o načinu odlaganja. Neke bolnice i klinički centri poseduju insineratore i dozvolu za odlaganje sagorljivog radioaktivnog otpada, te se na osnovu kriterijuma sagorljivo/nesagorljivo može izvršiti razdvajanje otpada. Kada se upotrebljavaju dva različita izotopa različitih vremena poluraspada, kao npr. Tc-99 i I-131, koriste se zasebni kontejneri označeni sa imenom izotopa, aktivnošću i datumom monitoringa. Sakupljeni radioktivni otpad se odlaže nakon sledećih procesa [5]:

- Razređivanje i disperzija
- Stokiranje i radiaktivni raspad
- Koncentrisanja i zadržavanja (retko u upotrebi)
- Insineracije (retko u upotrebi)

*Razređivanje i disperzija*
Čvrst radioaktivni otpad, se može odložiti kao običan bolnički otpad ako pojedinačna aktivnost ne pređe granicu 50 KBq ili za ukupan paket 5 MBq/$m^3$. Slično, tečni radioaktivni otpad se može ispustiti nakon ispiranja u kanalizaciju, ukoliko je ukupna aktivnost manja od 37 KBq. Međutim, granične vrednosti aktivnosti tečnog radioaktivnog otpada koji se ispušta u sanitarno/kanalizacioni sistem ne sme preći vrednosti date u tabeli 2.
*Stokiranje i radioaktivni raspad*
Radioaktivni otpad srednjeg nivoa aktivnosti i sa vremenom poluraspada manjim od mesec dana se može skladištiti. Prostorija za stokiranje mora posedovati propisni

ventilacioni sistem i olovnu zaštitu odgovarajuće debljine. Radioaktivni otpad treba da je stokiran minimum 10 vremena poluraspada do 0,1 % početne aktivnosti. Nakon monitoringa rezidualne aktivnosti, može se dalje odlagati kao čvrsti ili tečni otpad niskog nivoa aktivnosti. Većina bolničkog otpada niske i srednje aktivnosti je kratkog vremena poluraspada te se može tretirati na pomenuti način.

**Tabela 2. Granične vrednosti aktivnosti ispuštanja tečnog radioaktivnog otpada za sanitarno/kanalizacioni system**

| Radioizotop | Maksimalna granica ukupnog ispuštanja po danu (MBq) | Prosečna mesečna aktivnost ispuštanja (MBq/$m^3$) |
|---|---|---|
| H-3 | 92,5 | 3700 |
| C-14 | 18,5 | 740 |
| Na-24 | 3,7 | 222 |
| P-35 | 3,7 | 18,5 |
| S-35 | 18,5 | 7,4 |
| Ca-45 | 3,7 | 10,1 |
| Mo-99m+Tc-99m | 3,7 | 185 |
| I-125 | 3,7 | 22,2 |
| I-131 | 3,7 | 22,2 |

** Maksimalna vrednost aktivnosti radioaktivnog otpada ispuštenog u kanalizacioni sistem od strane bolnice ne sme preći 37 GBq u toku godine.*

*Koncentrisanje i zadržavanje*

Ova tehnika se primenjuje kod radioaktivnog otpada visoke aktivnosti i vremena poluraspada većih od mesec dana, gde se zbog nedostatka adekvatnog prostora i dugog vremena stokiranja predhodna tehnika ne može primeniti. Radioaktivni otpad se pakuje u propisano dizajnirane i obeležene kontejnere koji se odlažu na privremenom ili trajnom odlagalištu.

*Insineracija*

Insineracija smanjuje zapreminu otpada i koncentriše aktivnost u pepelu koji se kasnije odlaže. Kako insineratori korišćeni za spaljivanje radioaktivnog otpada emituju deo radioaktivnosti u atmosferu, njihovu operativnost karakterišu strogo kontrolisani uslovi i izolovana lokacija. Sakupljeni pepeo se zasebno tretira kao čvsti radioaktivni otpad, a zabrinutost za životnu sredinu, kao i pritisak javnosti ograničavaju primenu insineracije i površinskog ukopavanja kao uobičajene i preporučljive opcije u tretmanu radio-aktivnog otpada.

## 4. POSEBNI SLUČAJEVI UPRAVLJANJA RADIOAKTIVNIM OTPADOM

*Odlaganje zatvorenih izvora*

Institucije zdravstvene zaštite koriste zatvorene izvore zračenja različite namene, uključujući teleterapiju, brahiterapiju, iradijaciju krvi, kalibraciju, itd. Većina ovih izvora su relativno male aktivnosti u rasponu od nekoliko do nekoliko stotina MBq, sa izuzetkom teleterapije i iridijacije krvi, koji mogu imati veće aktivnosti. Jednom kada izvor postane slab za dalju upotrebu, mora biti bezbedno uklonjen i zamenjen od strane dobavljača uz nadzor RSO-a.

*Odlaganje gasovitog otpada*

Isparljivi izvori kao što su I-131 i I-135 oslobađaju radioaktivna isparenja stvarajući tako u vazduhu radioaktivni otpad. Kontejneri ovih supstanci moraju biti otvoreni u kapeli, koja je preko cevovoda povezana sa izlazom na najvišoj tački krova. Pre nego što se isparenja razblaže i disperguju u atmosferu, moraju proći preko sistema čestično/vazdušnih filtera od aktivnog uglja. Bolnice koje koriste radioaktivne gasove moraju posedovati efikasne sisteme laminarnog protoka vazduha. Ostali gasoviti RAO čine aerosoli izotopa Xe-133, C-14, H-3, N-13, Tc-99m.

*Odlaganje izlučevina i urina pacijenata sa visokom dozom radioizotopa*

Pacijenti koji su u terapeutske svrhe primili visoku dozu radioizotopa (npr. I-131 kod kancera tiroidne žlezde) smeštaju se na izolovanim odeljenjima do uspostavljanja minimalne bezbedne granice radijacione emisije (3 mR/h na 1m udaljenosti) [7]. Izlučevine i urin pacijenata sa visokm dozom zračenja posle ispiranja vodom, sistemom cevi od PVC-a najkraćim putem stiže do rezervoara za skladištenje i odlaganje, a zatim se ispuštaju u kanalizaciju. Rezervoari za odlaganje su smešteni u zoni minimalnog kretanja ljudi i moraju biti nepropusni, otporni na koroziju sa glatkom unutrašnjom površinom. Kapacitet rezervoara zavisi od broja pacijenata na dnevnom nivou. U rezervoarima se drži radioaktivni otpad dva meseca, što je dovoljno vreme za raspad I-131 do niskih aktivnosti. Pa ipak, pre ispuštanja efluenta iz rezervoara u kanalizaciju uzima se uzorak i kontroliše njegova aktivnost koja ne sme biti veća od 1,2 μCi/l [8]. Ni jedna institucija zdravstvene zaštite ne sme da ispusti u kanalizaciju vise od 37 GBq (1 Ci) tečnog radioaktivnog otpada za godinu dana (tabela 2).

*Tretiranje leševa pacijenata koji sadrže radioaktivni materijal*

Postoje slučajevi preminulih pacijenata u institucijama zdravstvene zaštite (npr. kancer tiroidne žlezde) koji u sebi sadrže visoke doze I-131. U takvim situacijama, informiše se lice odgovorno za radijacionu sigurnost koje u saradnji sa odeljenjem za nuklearnu medicinu preduzima dalje korake. Ako je visoka aktivnost koncentrisana u organu, kao što je štitasta žlezda, ista mora biti odstranjena autopsijom, kao i u slučaju metastaze. Kada se ustanovi da leš ima manju radioaktivnost propisane od strane regulatornog tela (tabela 3) može se pritupiti sahrani ili kremaciji bez bilo kakve mere opreza, a ukoliko je aktivnost veća leš ostaje u bolničkoj mrtvačnici do smanjenja aktivnosti [6-8].

**Tabela 3. Maksimalna radioaktivnost odstranjivanja leševa bez specijalnih mera predostrožnosti (MBq)**

| Radioizotop | Posmrtno/balzamovani | Sahrana | Kremacija |
|---|---|---|---|
| I-131 | 100(1) | 400(3) | 400(3) |
| Y-90 | 200(1) | 2000(4) | 70(5) |
| Au-198 | 400(1) | 400(3) | 100(5) |
| P-32 | 100(1) | 2000(4) | 30(5) |
| Sr-89 | 50(1) | 2000(4) | 20(5) |

(1) Na osnovu opasnosti od kontaminacije; (2) Na osnovu granice doze ekstremiteta; (3) Na osnovu granice doza za spoljašnost tela; (4) Na osnovu doze zakočnog zračenja na 0,5 m; (5) Na osnovu opasnosti od kontaminacije radioizotopima u pepelu.

## 5. ZAKLJUČAK

Institucije zdravstvene zaštite sve više primenjuju radioizotope u dijagnostičke i terapeutske svrhe, posebno u kardiologiji i onkologiji. Sve ovo dovodi do povećanja količine radioaktivnog otpada. Ovaj otpad se mora odložiti u skladu sa smernicama

Međunarodne agencije za atomsku energiju, a sprovođenje aktivnosti prema procedurama izdatih od strane Agencije za zaštitu od jonizujućeg zračenja i nuklearnu sigurnost Republike Srbije. Sav institucionalni kordinisani napor u nacionalnom pravnom okviru će obezbediti da izlaganje zračenju ljudi i životne sredine ostane u dozvoljenim granicama, a bezbedno odlaganje radioaktivnog otpada čini osnovni deo tog napora.

## 6. ZAHVALNICA

Rad je podržan od strane Ministarstva prosvete, nauke i tehnološkog razvoja republike Srbije (Projekat br. III 43009).

## 7. LITERATURA

[1] S.A. Tabish. Ecohealth: Management of Biomedical Waste. In: Hospital Infection Control: Conceptual Framework. Academa Publishers, 2005, 139-145.
[2] ICRP, Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. *Br. J. Radiol.* 28 (Suppl. 6), 1995, 1-92.
[3] R.K.N. Govida. Basic safety Standards.Accredition Programme for Nuclear Medicine Technologists in Radiation Safety. BARC, Mumbai, 2002.
[4] IAEA Tecdoc, No 1714. Management of Discharge of Low Level Liquid Radioactive Waste Generated in Medical, Educational, Research and Industrial Facilities. IAEA, Vienna, 2013.
[5] IAEA Safety standards series, No. SSR-5. Disposal of radioactive waste, Specific safety reqiuerments. IAEA, Vienna, 2011.
[6] IAEA Safety Standards Series No. WS-G-6.1. Storage of Radioactive Waste.IAEA, Vienna, 2006.
[7] B. Nagalakshmi. Radioactive waste disposal with special reference to Nuclear Medicine Laboratories. Training workshop on Radiation Safety in Nuclear Medicine and RSO Certification Examination. BARC, Mumbai, 2000.
[8] K. Shoukat, A.T. Syed, A. Reyaz, A.R. Tanveer, M. Ajaz, F.A. Jan. Radioactive Waste Management in a Hospital. *Int. J. Health Sci. (Qassim),* 4 (1), 2010, 39-46.

# RADIOACTIVE WASTE MANAGEMENT IN HEALTH CARE INSTITUTIONS

**Slavko DIMOVIĆ, Mihajlo JOVIĆ, Marija ŠLJIVIĆ-IVANOVIĆ, Vojislav STANIĆ and Ivana SMIČIKLAS**

*University of Belgrade, Vinča Institute of Nuclear Sciences, P.O. Box 522, 11000 Belgrade, Serbia, sdimovic@vin.bg.ac.rs*

***ABSTRACT***

*The health care institutions use radioisotopes for diagnostic and therapeutic purposes, especially in cardiology and oncology, and contribute to the formation and accumulation of radioactive waste. Safe disposal of unused radioactive material and contaminated objects is of the vital importance for comprehensive management strategy. The main aim of the safe disposal of radioactive waste is to prevent the radiation exposure of professionally exposed personnel and the environment over the prescribed limits, through institutionally coordinated efforts based on the national legal framework. This paper represents a review of categorization, segregation, treatment and proper disposal of different radioactive wastes created in the health care institutions.*

# РЕГУЛАТИВА, ЕДУКАЦИЈА И ЈАВНО ИНФОРМИСАЊЕ

# АРХУСКА КОНВЕНЦИЈА КАО ПУТОКАЗ ЗА ЗАШТИТУ ОД ЈОНИЗУЈУЋИХ ЗРАЧЕЊА ПОМОЋУ СЛОБОДНОГ ПРИСТУПА ИНФОРМАЦИЈАМА

**Александар ЖИГИЋ, Славица ИВКОВИЋ**
*Агенција за заштиту од јонизујућих зрачења и нуклеарну сигурност Србије*
*zigic@srbatom.gov.rs, ivkovic@srbatom.gov.rs*

***САДРЖАЈ***
*Доступност инфомрација свим грађанима и омогућавање њиховог учешћа у процесима заштите, укључујући заштиту од јонизујућих зрачења представља неминовност савременог доба и прихватљив модел поступања. То је законом прописана обавеза органа јавне власти и организација које врше јавна овлашћења. Обавеза информисања јавности је утемељена уставом који ово право прокламује као људско право новије генерације. Право на слободан приступ информацијама од јавног значаја у које недвосмислено потпадају еколошке информације разрађују закони, укључујући Закон о заштити од јонизујућих зрачења и о нуклеарној сигурности. Ради се о праву појединаца које истовремено представља обавезу органа јавне власти у области заштите животне средине. Ово право је пуну афирмацију добило кроз одредбе Архуске конвенције усвојене у јуну 1998.године, коју је Република Србија ратификовала 2009.године. Након њеног доношења и ратификације, национална законодавства по правилу садрже одредбе о слободном приступу еколошким информацијама. Архуска конвенција је значајна не само са аспекта слободног приступа еколошким информацијама већ и у домену еколошке едукације и развијању свести о чувању и заштити природе и њеног окружења. Њена улога је немерљива и у области заштите од јонизујућих зрачења имајући у виду да ће појединци најбоље заштитити своје здравље али и животну средину ако поседују потпуна сазнања и благовремене иноформације о изворима јонизујућих зрачења и опасностима која они са собом носе. Из тога произлази потреба за слободан приступ информацијама о изворима јонизујућих зрачења, дозама зрачења и механизмима заштите у случају прекомерних доза.*

## 1. УВОД

Одредбама Конвенције о доступности информација, учешћу јавности у доношењу одлука и праву на правну заштиту у питањима животне средине (Архуска конвенција) донете 25. јуна 1998. године, у данском граду Аархусу [1] подстичу се власти у државама потписницама да јавности омогуће приступ свим информацијама о заштити животне средине. Одредбе ове Конвенције имају посебан значај за област заштите од јонизујућих зрачења где се ограничава проток информација услед безбедностних разлога имајући у виду потенцијалне опасности и могуће штете од злонамерног коришћења извора јонизујућих зрачења. Услед тога се намеће питање о домету и опсегу примене одредби ове Конвенције у области заштите од јонизујућих зрачења.

Архуска конвенција уређује право на доступност информација о заштити животне средине, али садржи ограничења и изузетке од слободног приступа свим еколошким информацијама. Ти изузеци проналазе оправдање у области заштите од јонизу-

јућих зрачења, али само у ситуацијама када то налаже разлог безбедности и када то није на штету права на слободан приступ информацијама од јавног значаја. Иако прописује ограничења, Конвенција подстиче слободан приступ еколошким информацијама, стварање услова за учешће јавности у доношењу еколошких одлука и њиховој практичној примени кроз активну заштиту животне средине. Одредбе Конвенције подстичу ангажман појединаца у предупређивању и решавању еколошких проблема, чиме се иницира и продубљује сарадња између органа јавне власти и појединаца на очувању и заштите животне средине. Све ово указује да се „одредбама Архуске конвенције установљавају минимални стандарди за заштиту животне средине којих се данас свако друштво мора придржавати“ [2] а то се итекако односи и на област заштите од јонизујућих зрачења.

## 2. ИЗВОРИ ЈОНИЗУЈУЋИХ ЗРАЧЕЊА И ШТЕТНЕ ПОСЛЕДИЦЕ

Неодговарајуће коришћење извора јонизујућих зрачења или њихова злоупотреба могу имати катастрофалне последице по људске животе и животну средину о чему сведоче акциденти из прошлости, посебно дешавања у вези са хаваријом на нуклеарној централи у Чернобиљу 1986.године. Негативни ефекти чернобиљске катастрофе по животну средину се и даље осећају без обзира на временску дистанцу. Историјска ретроспектива показује да неки од првих међународно-правних аката из области заштите животне средине уређују тематику заштите од негативних дејства јонизујућих зрачења, али се ипак томе интензивније и детаљније приступа након чернобиљског акцидента. Те исте 1986. године, међународна заједница је експресно реаговала доношењем два нова међународно-правна акта ради заштите од штетних дејстава јонизујућих зрачења. Након тога, 1994. године, донета је Конвенција о нуклеарној сигурности, а 1997. године, Заједничка конвенција о сигурности збрињавања истрошеног горива и сигурности збрињавања радиоактивног отпада [3]. Ова конвенција је значајна због опасности коју радиоактивни отпад представља по животну средину. Његове количине се свакодневно повећавају услед све већег коришћења извора јонизујућих зрачења у индустрији, науци, медицини и другим областима човековог деловања. Због те латентне опасности ова тематика је регулисана међународним конвенцијама и другим актима донетим од стране организације УН и Међународне агенције за атомску енергију као специјализованог тела УН.

## 3. ДОСТУПНОСТ ИНФОРМАЦИЈА И ЗАШТИТА ОД ЈОНИЗУЈУЋИХ ЗРАЧЕЊА

Иако је постојао већи број међународно-правних аката којима се уређује заштита животне средине и посебно заштита од јонизујућих зрачења, они нису регулисали доступност еколошких информација грађанима све до доношења Архуске конвенције. Одредбама ове Конвенције се регулишу међусобна права и обавезе на релацији држава–њени грађани. То представља битан искорак у односу на друге међународне акте који регулишу права и обавезе између држава потписница, не осврћући се на грађане. Архуском конвенцијом се уређују односи између држава потписница конвенције и јавности, односно њених грађана. На тај начин се јавност непосредно укључује у доношење одлука чиме се грађани стимулишу на активнију улогу у еколошким процесима. Ова конвенција је ратификована у Републици

Србији 2009. године, истовремено са доношењем читавог сета еколошких закона, а неке њене појединачне одредбе су додатно имплементиране у друге домаће прописе који уређују тематику заштите животне средине. Поред њених одредби ова питања се уређују и домаћим законодавством које регулише обавезе државних органи, органа аутономне покрајине, јединица локалне самоуправе, али и других овлашћенених организација да редовно, благовремено и објективно обавештавају јавност о стању животне средине и да их обавештавају о потенцијалним опасностима. Те одредбе садржи Закон о заштити животне средине [4].

У области заштите од јонизујућих зрачења у Републици Србији спроводи се обавештавање и информисање јавности о стању загађености ваздуха, односно постоје информације о нивоу радиоактивности у ваздуху. Законски је регулисана обавеза праћења нивоа загађивања од радиоактивности и обавеза обавештавања јавности о нивоу присуства радионуклида у животној средини [5]. Јавност се континуирано и благовремено обавештава о извршеним мерењима, односно о дози радиоактивности зрачења, на начин да се подаци који се ажурирају на сваких тридесет минута достављају јавности преко интернет странице Агенције за заштиту од јонизујућих зрачења и нуклеарну сигурност Србије [6]. Мерења доза радиоактивног зрачења се врше на девет мерних места у Републици Србији, а на основу добијених резултата се континуирано прати стање. У случају да наступе поремећаји или опасности по животну средину и здравље људи предузимају се прописане мере и обавештава се јавност. Неконтролисана изложеност јонизујућим зрачењима има штетне последице по живот и здравље људи и по животну средину. Опасност од тих извора постоји и повећава се када ти извори постану радиоактивни отпад. Границе радиоактивне контаминације, третман, чување и складиштења радиоактивног отпада у Републици Србији, регулисано је подзаконским актима [7, 8] који не садрже одредбе о доступности информација.

Опасности које постоје од примене извора јонизујућих зрачења у свакодневном животу, а посебно од складиштења радиоактивног отпада, налажу обавезу адекватног и благовременог информисања јавности о тим питањима. Неминовно је омогућити јавности учествовање у еколошким процесима укључујући информисање о опасностима од извора јонизујућих зрачења и од радиоактивног отпада. Обавеза информисања јавности о овој тематици делимично је регулисана Програмом нуклеарне сигурности и безбедности [9] којим се као један од циљева прокламује обезбеђивање информисања јавности и њеног учешћа у доношењу одлука важних за складиштење радиоактивног отпада. Тај акт прописује седам циљева нуклеарне сигурности и безбедности. Седми се управо односи на информисање становништва и обезбеђивање учешћа јавности. Део Програма посвећен планираним активностима прописује обезбеђивање учешћа јавности и информисања становништва о питањима нуклеарне сигурности и безбедности од интереса за ширу друштвену заједницу. Прописује се припремање плана и програма за информисање становништва и дистрибуција едукативних материјала у виду брошура, постера и веб страница.

## 4. ТРАНСПАРЕНТНОСТ У ЗАШТИТИ ОД ЈОНИЗУЈУЋИХ ЗРАЧЕЊА

Право на информисање о заштити од јонизујућих зрачења прописано је чланом 6. Закона о заштити од јонизујућих зрачења и о нуклеарној сигурности у оквиру послова Агенције за заштиту од јонизујућих зрачења и нуклеарну сигурност

Србије. Сходно тој одредби Агенција је обавезна да објављује годишњи извештај о нивоу излагања становништва јонизујућим зрачењима у Републици Србији. Поред тога, Агенција омогућује учешће јавности у поступку доношења подзаконских аката и информисање јавности о подацима од значаја за заштиту од штетних дејстава извора јонизујућих зрачења. Агенција је сходно законским одредбама обавезна доставити средствима јавног информисања, надлежним државним органима и Међународној агенцији за атомску енергију информације од значаја за радијациону и нуклеарну сигурност и безбедност. Обавезу информисања јавности о заштити од јонизујућих зрачења имају и друге институције или организације које обављају послове из ове делатности. Та обавеза произлази из одредби Закона о слободном приступу информација од јавног значаја, будући да оне обављају послове од јаног значаја. На основу одредбе члана 4 тог закона оправдани интерес јавности да зна и да буде информисана произлази увек кад се ради о информацијама које се односе на угрожавање, односно заштиту здравља становништва и животне средине. Имајући у виду ову одредбу неопходно је да јавност буде упозната о изворима јонизујућих зрачења, дозвољеним и штетним дозама, односно дозама које на годишњем нивоу може примити појединац а да то не производи штетна дејства по његов организам.

Доступност информација свим грађанима и учешће јавности у процесу складиштења радиоактивног отпада постају неминовност и обавезност. Пример из региона је Словенија [10] где је јавност била информисана и активно укључена у тај процес, а нарочито по питању избора локације за изградњу складишта радиоактивног отпада. При том се водило рачуна о одредбама европских директива које регулишу ову тематику, а све са циљем укључивања јавности у све фазе складиштења радиоактивног отпада.

Транспарентност у раду и обавеза достављања информација од значаја за заштиту од јонизујућих зрачења, прописани су и Директивом Савета 59/13 EURATOM (COUNCIL DIRECTIVE 2013/59 EURATOM of 5 December 2013 laying down basic safety standards for protection against the dangers arising from exposure to ionising radiation, OJ L 13, 17.1.2014, p.1). Информације у вези са применом извора зрачења, њиховом оправданости и контролом извора, надлежне институције пружају становништву, радницима, пацијентима, увек када то не угрожава претежније интересе попут безбедност, што произлази из члана 77. Директиве. Директивом се за све три ситуације излагања прописује обавезу обавештавања јавности (анекси I и XII).

Како се за ванредна и постојећа излагања прописују референтни нивои, у зависности од њега, одређује се ужи или шири опсег информације које се достављају становништву. Примера ради, код вредности референтног нивоа од 100 mSv који се налази на горњој граници прописаног интервала, становништву се обавезно достављају информације о процени индивидуалних доза, о радијационом ризику, и о планираним акцијама у циљу снижавања доза. У припремама за ванредне ситуације у оквиру плана за деловање у акциденту, прецизно се прописују које се информације обавезно достављају потенцијално и стварно угроженом становништву током трајања акцидента. Указује се као битно, да се Директивом Савета 59/13 EURATOM, прописује обавеза државним институцијама да обезбеде слободан приступ информацијама о изложености становништва радону у затвореним просторима, као и информацијама које садрже податке о ризицима по

здравље људи, али и мерама за уклањање или умањење ризика. Ове одредбе су садржане у члановима 74. и 77. Директиве Савета 59/13 EURATOM.

## 5. ЗАКЉУЧАК

Ахруском конвенцијом се прописују највиши стандарди доступности информација грађанима, а њене одредбе служе као основа законима из области заштите животне средине приликом прописивања приступа информацијама од јавног значаја. Архуска конвенција поред осталог одређује обавезу еколошке едукације грађана и каналише пут за развијање свести код грађана о неминовности заштите животне средине и нужности еколошког поступања зарад заштите живота и здравља грађана. У складу са тим она представља путоказ за заштиту од штетних дејстава јонизујућих зрачења едукацијом грађана и њиховим константним и правовременим информисањем о свим питањима у вези са јонизујућим зрачењима. Поседовање информација о изворима јонизујућих зрачења, дозама зрачења и механизмима заштите у случају прекомерних доза представља неминовност и пример савесног и еколошки одговорног поступања.

## 6. ЛИТЕРАТУРА

[1] The UNECE Convention on Access to Information, Public Participation in Decision-making and Access to Justice in Environmental Matters, 1998
[2] Lilić, Stevan, „Ekološka pravda“, Strani pravni život, Beograd, 2007, broj 1-3
[3] Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management, 1997
[4] Zakon o zaštiti životne sredine („Službeni glasnik RS“, br. 135/04, 36/09 i dr.)
[5] Zakon o zaštiti od jonizujućih zračenja i o nuklearnoj sigurnosti („Službeni glasnik RS“, br. 36/09 i 93/12)
[6] http://www.srbatom.gov.rs/srbatom/zracenje/index.htm
[7] Pravilnik o granicama radioaktivne kontaminacije lica, radne i životne sredine i načinu sprovođenja dekontaminacije („Službeni glasnik RS“, broj 38/11)
[8] Pravilnik o upravljanju radioaktivnim otpadom („Službeni glasnik RS“, broj 60/11)
[9] Uredba o utvrđivanju programa nuklearne sigurnosti i bezbednosti („Službeni glasnik RS“, br. 33/14)
[10] M. Polič, D. Kos i N Železnik, Review of public participation in radioactive waste siting process in Slovenia, University of Ljubljana, 2012
[11] The Convention on Nuclear Safety, 1994
[12] Council Directive 2013/59/EURATOM

# ARHUS CONVENTION AS A WAY FOR PROTECTION FROM IONIZING RADIATION ASSISTANCE TO A FREE ACCESS TO INFORMATION

**Aleksandar ŽIGIĆ, Slavica IVKOVIĆ**
*Serbian Radiation Protection and Nuclear Safety Agency, Belgrade, Serbia*
*zigic@srbatom.gov.rs, ivkovic@srbatom.gov.rs*

***ABSTRACT***
*The availability of information related to the protection of citizens from the sources of ionizing radiation has everyday application. This is a statutory obligation of state organs and other entities that carry out these tasks. Informing the public is prescribed by the Constitution, and this is a human rights law foreseen in the Constitution. This law contains a number of laws including the Law on the Protection of Ionizing Radiation and on Nuclear Safety. It is the right of individuals and at the same time the obligation of state authorities. It is of great importance in the field of environmental protection. In this area, it is most comprehensive in the provisions of the Aarhus Convention adopted in June 1998. This Convention was ratified in 2009 in the Republic of Serbia. After that, all environmental laws contain provisions on free access to environmental information. The Aarhus Convention is important for the environmental education of individuals and for developing awareness of environmental protection. In the case of ionizing radiation protection, it is important that individuals have information about the dangers and possibilities of protection. It is therefore important to have information about sources of ionizing radiation, radiation doses and protection mechanisms in case of overdoses.*

# NEW INTERNATIONAL RECOMMEDATIONS AND REQUIREMENTS FOR NON-MEDICAL IMAGING EXPOSURE

**Jasminka JOKSIĆ[1], Stefan RAFAJLOVIĆ[1], Mirjana RADENKOVIĆ[2]**

*1) Serbian Radiation Protection and Nuclear Safety Agency, Belgrade, Serbia,*
*joksic@srbatom.gov.rs, rafajlovic@srbatom.gov.rs*

*2) University of Belgrade, Vinča Institute of Nuclear Sciences, Belgrade, Serbia*
*mirar@vinca.rs*

***ABSTRACT***

*BSS Directive 2013/59 entered into force on the 6 February 2014 requiring the Member States to adopt legislation (laws, regulations and administrative provisions) in order to harmonise their national legislation with requirements of this Directive until 6 February 2018. This Directive explicitly defines „non-medical imaging exposure" as deliberate exposure of individuals for other than medical purposes. Those planned exposure situations, if justified need to be subject to the appropriate regulatory framework for optimization of protection, exemption, notification, authorisation, inspection and law enforcement in order to insure safety in operation. The most challenging part is a justification process of „non-medical imaging exposure" taking into account that regulatory radiation protection authorities have limited responsibility in decision making process. BSS Directive recommends regular periodical review of justified practices involving deliberate exposure of humans for non-medical imaging purposes taking into account new technologies available, magnitude of radiological exposure during screening and other screening objectives. Dose constrains for different categories of exposures (public exposure, occupational exposure) depending on particular application, should be established and used in the optimisation of protection. In addition, appropriate regulatory control should be established and enforced as well as the stakeholder dialoge and the provision of information responsive to stakeholders concerns.*

## 1. INTRODUCTION

The aim of this paper is to provide overview of the various international standards and recommendations designed for application of non-medical imaging exposure in governmental regulatory and legal framework at the national level. The term "medico-legal" exposures introduced in Directive 97/43/Euratom have been clearly identified as the deliberate exposure of individuals for other than medical purposes, or "non-medical imaging exposures" by the new Council Directive 2013/59/Euratom [1]. In addition IAEA GSR 3 by requirement 18 in relation to human imaging for non-medical purposes strengthens the regulatory control over such practices stipulating that those exposures have to be subject to the system for protection and safety [2]. In order to provide recommendations and guidance on safety measures specific to meet the requirements on the use of X ray generators and radiation sources for inspection purposes and for other non-medical imaging IAEA is preparing the Safety Guide that will provide guidance on meeting the requirements of the IAEA GSR 3 and other relevant Safety Requirements publications in the Safety Standards Series in carrying out these practices. This will be a useful guidance for national authorities responsible for transposition and

implementation of Article 22 of Council Directive 2013/59 regarding the practices involving the deliberate exposure of humans for non-medical imaging purposes.

## 2. SYSTEM OF RADIATION PROTECTION

The main elements of the „system of radiation protection", covered by Chapter III of the Directive 2013/59/Euratom: justification of practices, optimization of protection and limitation of individual doses have to be applied in accordance with the graded approach to the regulatory control (Article 24 of Directive 2013/59/Euratom, Requirement 6 of IAEA GSR 3), of "non-medical imaging exposures." Radiation protection practices involving "non-medical imaging exposures" could be carried out in two different ways by:

1. procedures implemented by medical staff using medical radiological equipment and
2. procedures implemented by non-medical staff using non-medical radiological equipment

According to the Annex V of the Directive 2013/59/Euratom practices using medical radiological equipment incudes radiological health assessment for employment, immigration and insurance purposes, radiological evaluation of the physical development regarding career in sports, dancing, radiological age assessment as well as detection of concealed objects on or within the human body. Practices using non-medical equipment are those for detection of concealed objects on or attached to the human body, for detection of concealed humans as part of human screening as well as practices for legal or security purposes.

### 2.1. JUSTIFICATION

Article 4 of the Directive 2013/59 defines "non-medical imaging exposure" as deliberate exposure of humans for imaging purposes where the primary intention of the exposure is not to bring a health benefit to the individual being exposed.

BSS Directive requires identification of practices involving non-medical imaging procedures including in Annex V and three-stage process of justification:

1. justification of practice before being generally accepted
2. justification of particular application of generally accepted type of practice and
3. justification of individual procedures taking into account specific objective of procedure as well as characteristics of the individual.

IAEA General Safety Guide, GSG-5 [3] recommends steps to be followed by different governmental bodies in the process of justification of type of practice (Figure 1).

Directive 2013/59 also require (Article 22.1.d) periodical review of generally and particularly justified practices taking into account new available screening technology, data from previous implementation of practice and evolution of potential threats (screening for security purposes). The same requirement for periodical review of justified practices is given in paragraph 3.63.of the requirement 18 of IAEA GSR 3 [2] as well as recommended by ICRP Publication 125 [4].

Recommendation 41 of ICRP Publication 125 considers process of justification and emphasizes needs for taking into account both the benefits and detriments to the individual, to groups of individuals and society as a whole while decision on justification of particular practice should be taken. In most cases especially when non-medical exposure procedures are used for security purposes, justification of use ionizing radiation

in security screening is almost always a governmental function. It is very important to mention that radiation protection authorities are only a part of decision process [4].

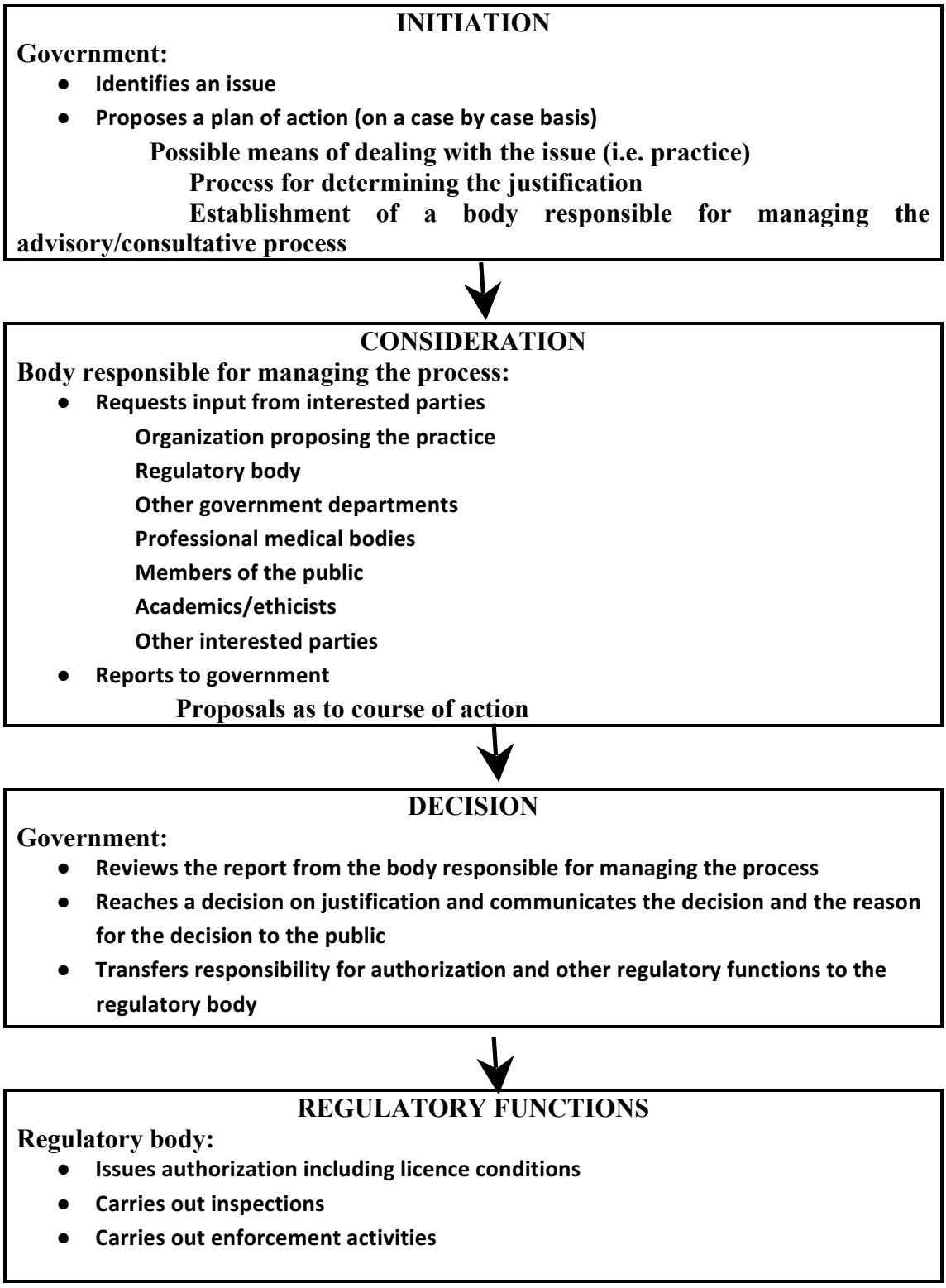



**Figure 1. Steps to be followed by different governmental bodies in the process of justification of type of practice**

ICRP publication 103 recommending considering all benefits, detriments and impacts of a proposed activity that are in the case of security screening numerous taking into account that justification is out of scope of radiation protection [5].
Another issue that should be taken into account according to the recommendation 44 of ICRP Publication 125 is a justification for security screening of individuals without health benefit to the individual being exposed like in medical exposures. Benefit of individual could be for example living in the environment secured from certain threats. Because of various risks and benefits that are considering in the process of justification, the role of radiation protection authorities is limited to the providing adequate information on radiation risks while using ionizing radiation for these purposes [4]. The main task of radiation protection authorities is connected with assessment of radiation risk while other authorities and professional bodies have to assess and consider other types of associated risks connected with a proposed activity.

## 2.2. OPTIMISATION OF PROTECTION

Consistent with the requirements of the Directive 2013/59 and IAEA GSR 3 justified practices including non-medical imaging exposure, managed as planned exposure situations, have to be under appropriate regulatory control (exemption, notification, authorisation) and further optimisiation.
Application of tools for optimisation such as dose limits, dose constrains (for procedures including occupational and public exposures) and diagnostic reference levels (for procedures using medical radiological equipment) have to be established and implemented as a part of process of regulatory control of these practices by different parties such as regulatory body, licensee and registrants.
During the process of optimization two types of exposure have to be considered: public exposures and occupational exposures.
Public exposure should include individuals who may be working in the screening area as well as individuals, members of public in the vicinity of screening area. Article 22.4.d of Directive 2013/59 requires for justified practices not using medical radiological equipment, that are not exempted, establishment and implementation of dose constraints that are significantly below the dose limit for members of the public. For procedures using inspection imaging devices in security purposes, requirement 18, paragraph 3.65 of IAEA GSR 3 requires application of dose constrains (by registrants and licenses) for public exposure set by the government or the regulatory body.
In line with recommendation 72 and 73 of ICRP Publication 125, occupational exposures as a consequence of human screening for security purposes potentially should be taken into account for individuals operating security systems and technicians including in servicing, calibrating or maintaining of equipment if it is necessary. Although those occupational exposures are usually at low levels they should be as low as reasonable achievable under given social and economic circumstances (ALARA principle). Because of that dose constrains should be set at very low level. It is expected that level of protection of those potential occupationally exposed individuals are of the same level of magnitude as for the members of the public as a result of adequate equipment design, shielding, training of individuals operating security systems, QC/QA system, etc.

## 2.3. LIMITATION OF INDIVIDUAL DOSES

If optimization for protection during operation and maintenance of equipment is appropriate it is expected that all public and occupational exposures are under dose limits established in Section 2 of BSS Directive.

## 3. CONCLUSION

BSS Directive 2013/59 concerning practices involving the deliberate exposure of humans for non-medical imaging purposes obliges Member States to identify practices involving non-medical imaging procedures, to establish and implement national system of justification of such practices as well as to further apply appropriate regulatory control. The most challenging part of this process is justification of exposures of individuals for security purposes because it includes balancing between the welfares and detriments whereby benefits are usually to society while determents are individual. It opens discussion about ethical issues that could be taken into account in decision making process of justification of "non-medical imaging exposure."

## 4. REFERENCES

[1] Council Directive 2013/59/Euratom of 5 December 2013 laying down basic safety standards for protection against the dangers arising from exposure to ionising radiation, and repealing Directives 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 96/29/Euratom, 97/43/Euratom and 2003/122/Euratom, Official Journal of the European Union, L 0133, 2014.

[2] International Atomic Energy Agency, Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards, Safety Standard Series No. GSR Part 3, 2014.

[3] International Atomic Energy Agency, Justification of Practices, Including Non-Medical Human Imaging, General Safety Guide, GSG-5, 2014.

[4] ICRP Publication 125, Radiological Protection in Security Screening, Annals of the ICRP **43**, 2, 2014.

[5] ICRP Publication 103, The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Annals of the ICRP **37** (2-4), 2007.

# NOVE MEĐUNARODNE PREPORUKE I ZAHTEVI U VEZI IZLAGANJA U NEMEDICINSKE SVRHE

**Jasminka JOKSIĆ[1], Stefan RAFAJLOVIĆ[1], Mirjana RADENKOVIĆ[2]**

1) *Agencija za zaštitu od jonizujućih zračenja i nuklearnu sigurnost Srbije, Beograd, Srbija, joksic@srbatom.gov.rs, rafajlovic@srbatom.gov.rs*

2) *Univerzitet u Beogradu, Institut za nuklearne nauke "Vinča", Beograd, Srbija, mirar@vinca.rs*

***SADRŽAJ***

*BSS direktiva 2013/59 stupila je na snagu 6. februara 2014. godine. To znači da su države članice u obavezi da usvoje legislativu (zakone, uredbe i upravne odredbe) kako bi uskladile svoje nacionalno zakonodavstvo sa zahtevima ove Direktive do 6. februara 2018. godine. Ova Direktiva jasno definiše „nemediciska izlaganja" kao namerna izlaganja pojedinaca u svrhe koje nisu medicinske. Ukoliko su ove situacije planiranog izlaganja opravdane potrebno je da budu deo regulatornog okvira tj. da se na njih primenjuju zahtevi za: optimizaciju zaštite, izuzimanje, prijavljivanje, odobrenje delatnosti kao i inspekciju i sprovođenje propisa a u cilju obezbeđivanja sigurnosti tokom rada. Najzahtevniji deo je proces opravdavanja nemediciskih izlaganja imajući u vidu da regulatorna tela za zaštitu od zračenja imaju ograničenu odgovornost u procesu donošenja odluke o opravdanosti delatnosti. Preporuka BSS direktive je da se periodično vrši revizija opravdanih delatnosti koje uključuju namerna izlaganja ljudi u nemedicinske svrhe uzimajući u obzir nove dostupne tehnologije, stepen izlaganja zračenju tokom skrininga i druge ciljeve skrininga. U procesu optimizacije zaštite potrebno je uspostaviti i primenjivati ograničenja doza za različite kategorije izlaganja (izlaganje stanovništva, profesionalno izlaganje) u zavisnosti od pojedinačne primene. Takođe, potrebno je uspostaviti i primenjivati odgovarajuću regulatornu kontrolu kao i sprovoditi dijalog i obezbediti odgovarajuće informacije u vezi sa pitanjima svih zainteresovanih strana.*

# РАДИЈАЦИОНИ РИЗИК

**Славица ИВКОВИЋ, Александар ЖИГИЋ, Јасминка ЈОКСИЋ**
*Агенција за заштиту од јонизујућих зрачења и нуклеарну сигурност Србије*
*ivkovic@srbatom.gov.rs*

***САДРЖАЈ***
*Једно од основних питања у области заштите од зрачења је процена прихватљивости ризика од зрачења, што је формулисано и кроз три принципа заштите од зрачења: оправданост, оптимизација и ограничење дозе. Спровођење ових принципа је сложен процес који захтева примену низа активности и вештина из различитих области од правно регулаторних до уско стручних тј. природно техничких или хуманитарно медицинских наука. Почетне тачке у разматрању примене извора зрачења су процена користи тј. добробити од примене извора зрачења и процена радијационог ризика коју та примена носи. У овом раду су такође разматране и вредности доза тј. шта сматрамо високим а шта ниским дозама, приступ процени радијационог ризика као и преглед вредности за неке границе излагања.*

## 1. УВОД

Свака људска активност је повезана са одређеним ризиком, те нам свака ситуација корисна из неких разлога у исто време доноси одређену штету. Откриће зрачења и могућност његовог коришћења за разне намене у исто време је донело и различите ризике, на првом месту по здравље људи, не говорећи о злонамерним коришћењима који сваку људску активност и откриће могу да преобрате у штету и невољу. Људи су током свог живота изложени различитим изворима зрачења: природним изворима зрачења, зрачењу услед примене дијагностичких и терапеутских процедура, зрачењу на радним местима у индустрији и науци где се примењују извори зрачења, у нуклеарним електранама, као и у акцидентима до којих долази током примене извора зрачења.
Осим тешких детерминистичких ефеката зрачења, који се испољавају одмах након озрачивања (неколико дана до недеља за ране ткивне реакције, односно неколико месеци до година за касне ткивне реакције) и за које се зна праг дозе изнад којих се испољавају, посебан страх и недоумице изазивају стохастички ефекти који немају праг дозе, а могу се појавити дуго након озрачивања тј. постоји латентни период у коме се не појављују (2-10 година) [1, 2, 3].

## 2. ШТЕТНЕ ПОСЛЕДИЦЕ ЗРАЧЕЊА - РИЗИК

Ризик је синоним за вероватноћу појаве неког штетног ефекта – обично болести или смртног исхода, или претње да ће се неки нежељени ефекат догодити при чему се узимају у обзир вероватноћа да до догађаја дође и последица коју изазива – тј. производ је математичког очекивања и величине последице.
Извори података за испитивања ефеката зрачења су такође ван контроле и могућности планирања и пројектовања у сврху испитивања. То су студије изведене на основу података о преживелим жртвама нуклеарних бомби у Јапану током

другог светског рата, озраченим радницима на радним местима, људима који живе у зонама са повишеним природним зрачењима (радон), људима изложеним зрачењима у медицинске сврхе.

Научни комитет за ефекте атомске енергије и зрачења (UNSCEAR) при Уједињеним нацијама, основан 1955. године, на глобалном нивоу проучава примену извора зрачења и ефекте које зрачење испољава на здравље људи и животну средину, док се на високом научном нивоу тиме бави Међународна комисија за радиолошку заштиту (ICRP). Стандарди, препоруке и регулатива у области заштите од зрачења као и документи Међународне агенције за атомску енергију (IAEA) произилазе управо из публикација ICRP и UNSCEAR.

Комитет америчког националног истраживачког савета за биолошке ефекте јонизујућег зрачења (Biological Effects of Ionizing Radiation, BEIR) који у својим публикацијама извештава америчку владу о ефектима јонизујућег зрачења у свом извештају из 2006. године, VII део – Здравствени ризици услед изложености ниским дозама јонизујућег зрачења, даје анализу и ставове о дејству ниских доза јонизујућег зрачења у светлу нових података и научних достигнућа [3]. Према закључцима овог комитета научна сазнања нису у супротности са претпоставком о линеарној зависности између појаве зрачењем индукованог канцера и изложености јонизујућем зрачењу (дозе). Овај став је задржан и у новом сигурносном стандарду IAEA GSR 3 [4]. Такође, важећи је став да постојање прага ефекта за појаву стохастичких ефеката није вероватно, на шта указују појаве мутација на ћелијама мишева и других организама и појаве канцера и при ниским дозама.

Комбинација вероватноће да ће се догађај по одређеном сценарију десити и величине тј. мере штетног ефекта који може да проузрокује представља меру ризика догађаја. Према Основном сигурносном стандарду IAEA[4] радијациони ризик представља штетне ефекте које зрачење има/испољава или може да има/испољи на здравље људи, као и други утицај који може да има на животну средину као директну последицу: изложености зрачењу, присуства радиоактивног материјала или губитка контроле над нуклеарним реактором, нуклеарном ланчаном реакцијом, радиоактивним извором или неким другим извором зрачења. Да би се сигурносни стандарди и принципи заштите од зрачења примењивали потребно је прво извршити процену ризика који коришћење извора зрачења представља за људе и животну средину. У складу са основним принципима заштите од зрачења, ризик се применом мера заштите смањује на најмању разумну меру – АЛАРА принцип.

Радијациони ризик у смислу штетног деловања зрачења на здравље људи се добија на основу процене дозе зрачења (одређене као ефективне дозе за репрезентативну особу из становништва) и коефицијента ризика.

## 3. РИЗИК ЗА ПОЈАВУ СТОХАСТИЧКИХ ЕФЕКАТА

Према Основном сигурносном стандарду IAEA, а на основу података објављених у UNSCEAR као и препорука ICRP, зависност вероватноће појаве стохастичког ефекта као што је канцер је пропорционална примљеној дози без прага ефекта [1, 2, 4]. Коефицијенат ризика за појаву стохастичких ефеката је дат у табели 1.

**Табела 1. Коефицијенат ризика за појаву стохастичких ефеката**

| | Коефицијенат ризика ($10^{-2}$ $Sv^{-1}$) | | |
|---|---|---|---|
| **Изложена популација** | **Канцер** | **Наследни ефекат** | **Укупно** |
| Одрасли радници | 4,1 | 0,1 | 4,2 |
| Целокупна популација | 5,5 | 0,2 | 5,7 |

Из табеле се види да је коефицијенат ризика за појаву канцера за становништво $5,5*10^{-2}$ $Sv^{-1}$ (или 5,5% $Sv^{-1}$ ), што значи да ће од 100 особа које приме дозу од 1Sv, 5,5 особа оболети од канцера [1]. Треба напоменути и да је коефицијенат ризика повезан са кривом зависности доза/ефекат, чиме се у овом раду нећемо бавити.
То, такође, значи да ће за дозу од 100 mSv вероватноћа појаве канцера односно ризик од појаве канцера бити $\mathbf{5,5*10^{-3}}$, тј. да ће од 200 људи који су примили дозу од 100 mSv, 1 особа оболети од канцера. Вероватноћа да особа у току живота оболи од канцера, а чија појава се не доводи у везу са зрачењем, је 25-42% тј. од 100 особа 25 до 42 оболе од канцера [4,5].
Слика је унеколико поједностављена јер постоји и зависност од начина примања дозе – акутно или у дужем периоду, јачине дозе, старосног доба, пола особе и других параметара. Подаци се односе на становништво на планети за које су подаци били доступни.
У дијагностичкој процедури помоћу компјутеризоване томографије (CT) пацијент прими дозу од око 10 mSv. Ризик од развијања канцера за ефективне дозе од 10 mSv је развој канцера код 1 особе од 2000 које су примиле наведену дозу, или 0,05% [5]. Узимајући за коефицијенат ризика вредност од $5*10^{-2}$ $Sv^{-1}$, повезане су дозе са ризицима односно степеном забринутости услед појаве последице по здравље људи. У табели 2 је дат приказ ефективних доза са процењеним ризиком од штетног деловања на здравље људи [6].

**Табела 2. Приказ ефективних доза са процењеним ризиком од штетног деловања на здравље**

| **Ефективна доза (mSv/год)** | **Вероватноћа појаве последице по здравље - ризик** |
|---|---|
| 0,01 | $10^{-7}$ |
| <0,1 | $10^{-6}$ |
| 0,1-1 | $10^{-5}$ |
| 1-10 | $10^{-4}$ |
| >10 | $10^{-3}$ |

## 4. КОЈЕ ДОЗЕ СЕ СМАТРАЈУ НИСКИМ ДОЗАМА

Према релевантним међународним препорукама дозе испод 100 mSv се могу сматрати ниским дозама, првенствено јер при излагању овим дозама нема детерминистичких ефеката, а нема ни статистички значајног податка о појави

стохастичких ефеката тј. појава зрачењем индукованог канцера је мања од 1% [1, 2, 5-7)]. Дозе од 1-10mSv се сматрају веома ниским дозама.
За дозе преко 100 mSv ризик од стохастичких ефеката је значајан, сматра се неприхватљивим, па је оправдана примена интервентих мера заштите. У циљу доследне интерпретације и коришћења термина, у циљу боље комуникације при разматрању ефеката зрачења, Научни комитет УН је усвојио терминологију којом се указује на приближне опсеге апсорбованих доза. Дозе се односе на цело тело или делове тела и није узет у обзир утицај јачине дозе. У табели 3 је дата прихваћена терминологија за одређене опсеге доза [2].

**Табела 3. Прихваћена терминологија за одређене опсеге доза**

| Доза | Опсег апсорбоване дозе |
|---|---|
| Висока | Више од 1Gy |
| Умерена | Око 100 mGy до око 1Gy |
| Ниска | Око 10 до око 100mGy |
| Веома ниска | Мање од 10mGy |

Веома ниске дозе одговарају дозама које су на нивоу годишњег излагања природним изворима зрачења (просечна вредност је 2,4 mSv/god али се креће и до 10 mSv/god, на неким местима чак и до 100mSv/god) и дозама које се примају при конвенционалним радиолошким процедурама (осим CT). Такође, ове дозе одговарају и референтним нивоима за присуство радона у затвореном простору.
Ниске дозе одговарају дози која се прими при неколико пута поновљеној компјутеризованој томографији. У овом опсегу је и граница годишњег излагања за професионално изложена лица која је одређена тако да ризик којем су изложени ови радници не би требало да премаши здравствени ризик радника у било којој другој делатности.
Умерене дозе су дозе код којих је извесна појава стохастичких ефеката.
Дозе преко 1Gy тј. високе дозе имају за последицу појаву детерминистичких и тешких детерминистичких ефеката. О овим дозама се говори када је у питању озбиљан радиолошки акцидент или када се примењују поједине радиотерапијске процедуре.
Када се изврши процена ризика, одређивање прихватљивости ризика зависи од добробити коју ризик доноси, цене коштања последице прихватања или смањивања ризика, социјалних и друштвених параметара – тешко мерљивих али неопходних у разматрању. Процена прихватљивости ризика је завршни чин и успешност или лакоћа/тежина којом се одлучује умногоме зависи од претходних корака у анализи ризика. Сматра се да је ризик од смрти при раду од 1% годишње неприхватљив, али да већ код 0,1% (1 на 1000) ситуација није једнозначна и показује се потреба да се ризик анализира и узму у обзир и други параметри [8].

## 5. ЗАКЉУЧАК

Први корак у примени мера заштите од зрачења је процена изложености лица и упоређивање са прописаним границама односно референтним вредностима. За то је потребна потпуна анализа околности и свих битних параметара излагања, после чега се примењују три основна принципа заштите од зрачења оправданост,

оптимизација и ограничење дозе. Прихваћене вредности граница излагања, ограничења доза и референтних нивоа су испод вредности дозе од 100 mSv која се сматра ниском дозом.

## 6. РЕФЕРЕНЦЕ

[1] ICRP Publication 103, Recommendations of ICRP, Elsevier, 2007
[2] Sources,effects and risks of ionizing radiation, UNSCEAR, 2012
[3] Health Risk from Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation: BEIR VII, 2006
[4] Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards (GSR Part 3), IAEA,Беч, 2014
[5] ICRP Supporting Guidance 2, Elsevier, 2001
[6] ICRP Supporting Guidance 5, Elsevier, 2005
[7] ICRP Publication 96, Elsevier, 2004
[8] ICRP Publication 60, Recommendations of ICRP, Pergamon Press, 1990

# RADIATION RISK

**Slavica IVKOVIĆ, Aleksandar ŽIGIĆ, Jasminka JOKSIĆ**
*Serbian Radiation Protection and Nuclear Safety Agency*
*ivkovic@srbatom.gov.rs*

***ABSTRACT***
*Having in mind that all human activities carry some sort of risks, one of the main issue of radiation protection is assessment of the acceptability of risks of using radiation sources. This is also, the first step of applying ALARA principle. Risk is a synonym for probability of harmful effect and takes into account probability of happening some events and severity of consequences. This is complicated task in which have to be involved many specialist and skills from different parts of science. The paper discussed some effective dose values, the way of calculation risks from low doses and connection of dose and risks with terms from regular usage such as: high doses, low doses and very low doses.*

# О ГРАНИЦАМА САДРЖАЈА РАДИОНУКЛИДА У ХРАНИ И ХРАНИ З

# А ЖИВОТИЊЕ У НОРМАЛНИМ УСЛОВИМА

**Славица ИВКОВИЋ, Ведрана ВУЛЕТИЋ, Маја ЕРЕМИЋ-САВКОВИЋ**
*Агенција за заштиту од јонизујућих зрачења и нуклеарну сигурност Србије, ivkovic@srbatom.gov.rs*

***САДРЖАЈ***
*У раду је дат приказ домаћих и европских прописа којима се регулише садржај радионуклида у храни и храни за животиње. Будући да се релевантним међународним документима не прописују експлицитно границе садржаја радионуклида у храни и храни за животиње у нормалним околностима, у овом раду ће бити дат приступ за решавање недоумица у погледу наведене регулативе и прописивања квалитета хране са радиолошког становишта.*

## 1. УВОД

У складу са Директивом Савета 59/13 EURATOM, ICRP Publication 103 из 2007 године, као и IAEA стандардом – Општи сигурносни захтеви – део 3 (GSR Part 3) храна, храна за животиње, вода, грађевински материјал и друге робе, се у приступу заштите од зрачења и процени изложености јонизујућим зрачењима разматрају у оквиру ситуације постојећег излагања зрачењу. Границе садржаја радионуклида у храни и храни за животиње се прописују за ситуације ванредног излагања у току нуклеарног или радиолошког акцидента. У нормалним околностима кад не постоје индиције о контаминацији контрола радиоактивности се врши у оквиру мониторинга радиоактивности, односно редовним мерењем радиоактивности у узорцима хране и животној средини ради процене нивоа излагања становништва. Мониторинг је неопходан ради континуиране контроле излагања становништва. Поред тога неопходан је због референтног стања за процену промене стања радиоактивности у животној средини и омогућавања благовременог реаговања у случају промена, нарочито код акцидента. Резултати мониторинга у животној средини у Републици Србији, доступни су на сајту Агенције за заштиту од јонизујућих зрачења и нуклеарну сигурност Србије. Они показују да је у току вишегодишњег мерења ефективна доза коју прима становништво знатно нижа од 1mSv/годишње, односно нижа од прописане границе годишњег излагања становништва. Мониторинг обухвата и гамаспектрометријска мерења узорака хране за животиње: свеже кабасте хране, суве кабасте хране и крмне смеше.

Недоумице у вези употребе хране за животиње се јављају због додатака који животињама обезбеђује потребан ниво калцијума – монокалцијум фосфата (МКФ) и дикалцијум фосфата (ДКФ). МКФ и ДКФ због полазних сировина и начин добијања садрже природне радионуклиде, првенствено U-238. Присуство уранијума и/или потомака радиоактивног низа који се концентрују у процесу производње, намеће питање потребе процене радијационог ризика. Циљ овог рада јесте управо разматрање процене ризика и потребе примене мера заштите при употреби ових додатака у храни за животиње.

## 2. МЕЂУНАРОДНА РЕГУЛАТИВА

Границе садржаја радионуклида у храни и храни за животиње су према међународној, а првенствено европској регулативи прописане за ситуације након нуклеарног или радиолошког акцидента. У редовним околностима храна и храна за животиње (као и грађевински материјал, изложеност природним изворима зрачења) се разматрају у оквиру постојеће ситуације излагања зрачењу за коју се оставља одговорним институцијама да постављају критеријуме и начин поступања у спровођењу потребних мера заштите од зрачења у складу са градираним приступом.

**Европска комисија** не прописује границе садржаја радионуклида у храни, ни у храни за животиње, већ упућује на израчунавања ефективне дозе од укупног излагања зрачењу и на успостављање референтних нивоа излагања за становништво. За прописивање референтних нивоа неопходна је анализа садржаја радионуклида, познавање навика становништва и спровођење процеса оптимизације као једног од три основна принципа заштите од зрачења. Посебно је важно разумевање референтног нивоа као средства за оптимизацију заштите у ситуацијама постојећег излагања које обезбеђује одговарајући ниво заштите у датим околностима. Уколико се референтни ниво прекорачи потребно је спровести даљи поступак анализе и оптимизације при употреби производа. Препорука ЕК за референтни ниво за храну је 1 mSv/год. За храну са садржајем вештачких радионуклида Cs-134 и Cs-137, је Уредбом Савета ЕУ 733/2008, прописано да се може увести у земље ЕУ ако садржај ових радионуклида није већи од 370 Bq/kg (у млеку и млечним производима) односно 600 Bq/kg (за друге намирнице).

Према Сигурносном стандарду **Међународне агенције за атомску енергију (**МААЕ) GSR-3, наводи се да се у оквиру постојеће ситуације излагања разматрају радионуклиди природног порекла у храни, храни за животиње, води, ђубривима, грађевинском материјалу. *Ситуације постојећег излагања су затечене ситуације у тренутку доношења одлуке о контроли и спровођењу мера заштите – оне обухватају заостале контаминације терена или објеката од ранијих активности или акцидената*. У овим случајевима регулаторно тело прописује стратегију заштите при чему се одређују/препознају објекти који су предмет заштите и успостављају одговарајући референтни нивои.

## 3. МКФ У ХРАНИ ЗА ЖИВОТИЊЕ

С обзиром на досадашњу праксу највише недоумица и потреба за успостављањем јаснијих критеријума је било код додавања монокалцијум фосфату и дикалцијум фосфата храни за животиње. Како је полазна сировина за њихово добијање природна фосфатна руда која у себи садржи, у зависности од порекла различите концентрације природних радионуклида (уранијума и осталих чланова низа радиоактивног распада) и коначни производ фосфорна киселина, тј. одговарајући фосфати, такође, садрже уранијум који у највећем степену у току прераде руде прати фосфате. Због тога се у произведеним МКФ и ДКФ изотоп U-238, може наћи у концентрацији до 2-3000 Bq/kg.

У циљу процене ризика по здравље људи који конзумирају месо животиња којима се додаје МКФ са повећаним садржајем U-238 изведен је прорачун дозе коју би

човек примио хранећи се месом ових животиња и упоређен са одговарајућим референтним нивоом.

У табели 1 су приказани резултати прорачуна наведених доза за различите врсте меса (пилеће, свињско и јунеће), од животиња којима је у храну додаван монокалцијум фосфат, са садржајем U-238 од 1600Bq/kg. Садржај радионуклида у месу је добијен узимањем у обзир коефицијента трансфера као односа специфичне активности меса наведених животиња и укупног дневног уноса радионуклида животиње путем хране. Коефицијенат трансфера се односи на равнотежно стање те се подразумева уношење радионуклида у дужем временском интервалу што у наведеним случајевима не мора да буде, то се добијени подаци могу сматрати и прецењеним тј. добијеним по конзервативнијем сценарију. Извори података потребних за прорачун су наведени при дну табеле.

**Табела 1. Храна за животиње са додатком МКФ, спец. активности U-238, 1600 Bq/kg**

| | **Подаци за животиње** | | | | | | | **Подаци за човека** | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **Кол. Хране дневно (kg)[(1)]** | **Додатак фосфора (%)** | **Додатак МКФ[(2)] (%)** | **Укупно МКФ дневно (kg)** | **Укупно $^{238}$U, Bq дневно** | **Спец.акт.хране за животиње** | **Коеф. тр.[(3)], храна-месо (d/kg)** | **Спец.акт.меса (Bq/kg)** | **Потрошња меса год[(4)]. (kg)** | **Укупно Bq, $^{238}$U, годишње** | **Доза за човека (mSv/god)[(5)]** |
| **Крава** | 20 | 1 | 4,5 | 0,9 | 1440 | 72 | $4\ 10^{-4}$ | 0,58 | 20 | 11,6 | $0,5\ 10^{-3}$ |
| **Свиња** | 5,5 | 0,65 | 3 | 0,16 | 264 | 48 | $4,4\ 10^{-2}$ | 11,7 | 16 | 187 | $8,4\ 10^{-3}$ |
| **Пиле** | 0,125 | 0,7 | 3,2 | $4\ 10^{-3}$ | 6,4 | 52 | 1 | 6,4 | 15 | 96 | 0,004 |

**(1)** Подаци добијени из Управе за ветерину МПЗЖС

**(2)** МКФ садржи 22% фосфора,

**(3)** IAEA-TECDOC-1616, Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments, 2009

**(4)** Анкета о потрошњи домаћинстава, 2013, 583 Билтен, Републички завод за статистику РС, Београд 2014

**(5)** General Safety Requirements Part 3, Radiation Protection and Safety of Sources: International Basic Safety Standards, IAEA 2014

Подаци о ефективним дозама примљеним за годину дана у последњој колони табеле показују вредности које су знатно ниже од референтног нивоа од 1mSv/год, што је у складу и са ставом да **конзумирање фосфата као додатка храни за животиње не би требало ограничавати са становишта присуства природних радионуклида у оквиру ситуације постојећег излагања [11].**

## 4. ЗАКЉУЧАК

У раду је дат приказ међународне и домаће регулативе која се односи на садржај радионуклида у храни за животиње и додацима храни за животиње. У складу са европском и међународном регулативом није упутно једнозначно прописивање вредности за дозвољене концентрације садржаја радионуклида у намирницама и храни за животиње у нормалним околностима. Када нема индиција о контаминацији хране услед акцидента, квалитет хране са радиолошког становишта се прати у оквиру мониторинга радиоактивности и с обзиром на успостављени референтни ниво врши се оптимизација и примењују одговарајуће мере ограничења употребе или забране.

## 5. ЛИТЕРАТУРА

[1] Правилник о мониторингу радиоактивности ("Сл.гласник РС" број 97/2011)
[2] Правилник о утврђивању програма систематског испитивања радиоактивности у животној средини ("Сл.гласник РС" број 100/2010).
[3] Правилник о границама садржаја радионуклида у води за пиће, животним намирницама, сточној храни, лековима, предметима опште употребе, грађевинском материјалу и другој роби која се ставља у промет ("Сл.гласник РС" број 86/2011, 97/2013)
[4] Правилник о граници радиоактивне контаминације лица, радне и животне средине и начину спровођења деконтаминације ("Сл.гласник РС" број 38/2011)
[5] Правилник о границама излагања јонизујућим зрачењима и мерењима ради процене нивоа излагања јонизујућим зрачењима ("Сл.гласник РС" број 86/2011)
[6] Правилник о евиденцији о изворима јонизујућих зрачења, професионално изложеним лицима, о изложености пацијената јонизујућим зрачењима и радиоактивном отпаду ("Сл.гласник РС" број 97/2011)
[7] Правилник о контроли радиоактивности роба при увозу, извозу и транзиту ("Сл.гласник РС" број 44/2011)
[8] IAEA Safety Standards, General Safety Requirements Part 3, 2014
[9] COUNCIL DIRECTIVE 2013/59 EURATOM of 5 December 2013 laying down basic safety standards for protection against the dangers arising from exposure to ionising radiation (OJ L 13, 17.1.2014, p.1)
[10] IAEA Safety Reports Series no.78 Radiation Protection and management of NORM Residues in the Phosphate Industry, 2013
[11] IAEA Safety Reports Series No.78 Radiation Protection and Management of NORM Residues in the Phosphate Industry, Vienna, 2013, p.110./

# NATURAL RADIONUCLIDE IN FEEDING STUFF – REGULATION AND APPLICATION IN PRACTICE

**Slavica IVKOVIĆ, Vedrana VULETIĆ, Maja EREMIĆ-SAVKOVIĆ**
*Serbian Radiation Protection and Nuclear Safety Agency*
*ivkovic@srbatom.gov.rs*

***ABSTRACT***
*Radionuclide content in food, feed and MCP/DCP as additives in feeding stuffs are discussed regarding national and EU current regulations and law. Since there is no relevant international legislation on radioactive contamination of food and feed under normal conditions, it has been proposed the way of overcoming concerns about guideline level.*

# STRENGHTENING NUCLEAR SECURITY CULTURE WITHIN PUBLIC COMPANY NUCLEAR FACILITIES OF SERBIA

**Miloš MLADENOVIĆ, Dalibor ARBUTINA, Svetlana MILANOVIĆ**
*Public Company "Nuclear Facilities of Serbia", Vinča, Belgrade, Republic of Serbia,*
*milos.mladenovic@nuklearniobjekti.rs*

***ABSTRACT***
*Public Company Nuclear Facilities of Serbia (hereinafter PC NFS) is the only nuclear operator in Serbia. It was founded in 2009 under the Law on Ionizing Radiation together with the Serbian Regulatory Body. In autumn 2015, PC NFS has signed research agreement with IAEA under CRP on Development of Nuclear Security Culture Enhancement Solutions (NSCES) with the duration of three years with possibility to extend. Paper covers the results of the first year work on the project in the field of implementation of self-assessment methodology developed by the IAEA as well as the first half of the second year.*

## 1. BACKGROUND AND GOAL OF THE WORK

Public Company Nuclear Facilities of Serbia (hereinafter PC NFS) is the only nuclear operator in Serbia. It was founded in 2009 under the Law on Ionizing Radiation together with the Serbian Regulatory Body. Since its establishment, PC NFS has continued all nuclear activities previously managed by Vinča Institute of Nuclear Sciences; Two research reactors (RA-final shut down and RB- zero-power critical assembly, operational but currently not-licensed), RWM facilities- old Hangars H1 and H2 with legacy waste, new hangar H3 (for the storage of intermediate and low level radioactive waste) together with the secure storage for the high activity sealed radioactive sources, waste processing facility(WPF) and closed uranium mine Kalna are the parts of the Company.
In autumn 2015, PC NFS has signed research agreement with IAEA under CRP on Development of Nuclear Security Culture Enhancement Solutions (NSCES) with following research objectives and anticipated outcomes: adoption on nuclear security objectives; defining the key actions that contributes to the strong nuclear security culture; presenting the responsibilities and roles of state, regulatory body, management and individuals in strengthening the nuclear security culture to our employees; establishing system with clear roles, objectives and responsibilities; communicate across organizational boundaries, integrated management system as a common principle for safety and security at all levels, with proper coordination and cooperation, with a result in optimum protection.
*The 1st year results were first time shown at International Conference on Nuclear Security: Commitments and Actions, Vienna, Austria; 5-9 December 2016 where we have presented the results of the first self-assessment survey which has covered almost all of our employees (both security and non-security staff). Obtained results gave us the broader picture about the zero-point status of nuclear security culture and were the input for the interview phase- both group and individual where our psychologist (member of our expert team for monitoring the implementation of nuclear security culture (in charge for the development and application of self-assessment methodologies)) played the key role.*

## 2. PREPARATION ACTIVITIES

What is nuclear security culture? What makes strong nuclear security culture and how to measure it? In [2], the IAEA says:
*An effective nuclear security culture depends on proper planning, training, awareness, operations and maintenance as well as on the thoughts and actions of people who plan, operate and maintain nuclear security systems. An organization may be technical competent while remaining vulnerable if it discounts the role of the human factor. Thus, the human factor (including the upper tier of managers and leaders) is important to effective nuclear security.*
Before the first self-assessment survey (which was followed with the pre-survey in order to receive the zero-point status) we had a lot of activities at the management level in order to prepare our staff:

- Revision of the procedures related to the nuclear security by in house experts (not only the staff with main responsibilities in nuclear security);
- Establishing the monitoring system for the compliance of the procedures (both safety and security);
- Engagement of staff in the process: preparation, inclusion, communication, clarification;
- Director of PC NFS, leading experts in the field of radiation safety and radiation and nuclear security has become Certified Nuclear Security Professionals (CNSP) with different specializations;
- Clarifying accountabilities between departments and looking for the accountabilities of all departments with nuclear security;
- Director of PC NFS has formed the expert team for monitoring the implementation of nuclear security culture (in charge for the development and application of self-assessment methodologies);
- Team is made from the Committee for radiation and nuclear safety and security+ psychologist, Head of the Department for Radiation Safety, Head of Department for Development and Application of Nuclear Technologies-eight people together;

During the preparation activities in order to prepare surveys we had in mind key considerations: message given to employees, assurance of anonymity, how the results will be used, survey methods and timelines.

## 3. PRE-SURVEY

Before the first self-assessment survey PC NFS expert team has provided two statement task for all staff:

- *How would you describe nuclear security system in the PC NFS?*
- *How would you describe nuclear security culture in the PC NFS?*

The expert team has provided about 100 questioners and received 75 feedbacks. All the staff was grouped by age (<40, 41-53, 54-65), education (high school, BSc and higher) and work position (security and non-security).
20 people with BSc and higher education has provided the answers to the first statement which was the same or close to the definition (14 of them was not the security staff).
Only 10% of the staff was not sure how to classify their work position (security or non-security).

## 4. FIRST SELF-ASSESSMENT (PREPARATION, RESULTS AND DISCUSSION)

Our first self- assessment survey had 17 statements in total (management system-6, leadership behavior-8, personnel behavior-3) and the 7-point scale (from strongly agree to strongly dissagre):

1. *Nuclear security is a clearly recognized value in our organization.*
2. *The organization has clearly defined and documented roles and responsibilities for all nuclear security positions.*
3. *Individuals' expertise and special skills relevant to security are recognized, used and rewarded by the organization, regardless of their formal standing within the organization.*
4. *Staff members at all levels are encouraged to report problems and make suggestions for improving performance of the nuclear security system.*
5. *When an error or event occurs, the question asked is 'What went wrong?' not 'Who was wrong?' with the focus on improvement, not blame.*
6. *Contingency plans are in place to address the defined threats and responses.*
7. *Leaders do not abuse their authority to circumvent security.*
8. *Managers hold people accountable for their behaviour.*
9. *Managers help to build trust and promote teamwork within the organization.*
10. *I am actively involved in identification,planning and improvement of security-related work and work practices.*
11. *For me, security procedures are not regarded as an excessive burden.*
12. *When I participate in security training it is given a high priority and is not disrupted by non-urgent activities.*
13. *I am aware of the systems of rewards and sanctions relating to nuclear security.*
14. *I take professional pride in my work.*
15. *I get help from my colleagues when I need it and they interact with professional courtesy and respect.*
16. *I avoid shortcuts in implementing security procedures.*
17. *I know that survey is one of the ways of self-assessment and that it is important part for security culture.*

The expert team has provided around 100 questioners and received 93 feedbacks. All feedbacks were taken into account for the analysis. The sample structure was the same as it was for the pre-survey (age, education, position). Figure 1. and Table 1. shows the average results for all the categories and average results for all the statements-respectively:

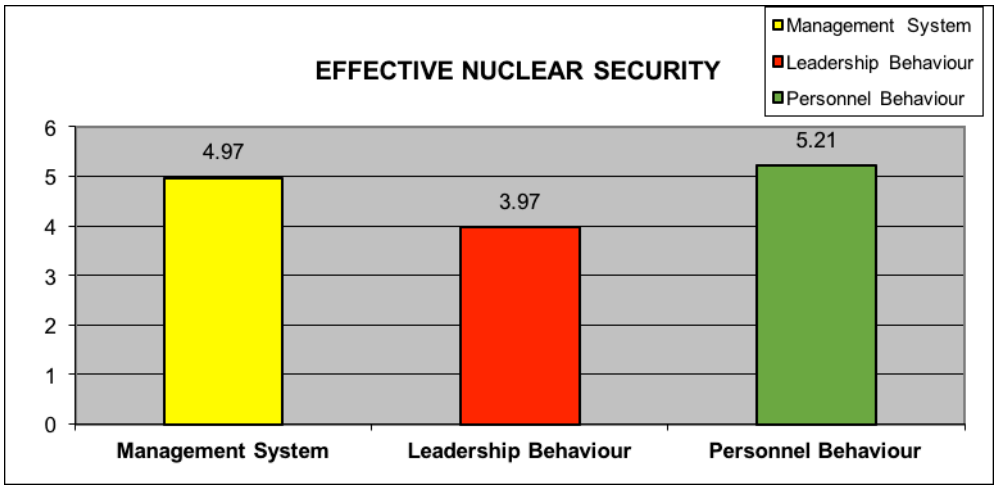



**Figure 1. Average results for all the categories**

**Table 1. Average results for all the statements**

| | Statement/Average | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Management System** | 1<br>4.46 | 2<br>4.22 | 11<br>5.91 | 12<br>5.02 | 6<br>4.63 | 17<br>5.59 | | |
| **Leadership Behavior** | 3<br>3.38 | 4<br>3.91 | 5<br>3.76 | 7<br>4.46 | 8<br>4.87 | 9<br>3.94 | 10<br>3.37 | 13<br>3.83 |
| **Personnel Behavior** | 14<br>5.51 | 15<br>5.30 | 16<br>4.83 | | | | | |

All the statements with the average values under 4 were analyzed in much more details. Staff on the positions related to the security was much more critical (value 7 was very rare). Non-security staff didn't provide low values (1, 2 and 3) on most of the statements.

It is a very positive sign that the average value of the statements related to the management system is 4.97 (close to the border between yellow-green) and we need to point out that the best average results were on the statements related to this. This means that we need minor adjustments, and we will continue with intensive efforts in this field. In the field of leadership behaviour, motivation is part of the framework where we should do much more. Also, we need to improve communication between staff and management by involving the staff in all aspects of preparing, organizing and carrying out operations. For staff who work in the field of nuclear security we have seen more critical assessment of the provided questions. This trend was expected because the survey content was much more appropriate to their field of work and the larger experience that requires critical review.

## 5. CONCLUSION

PC NFS has clearly defined zero-point status in the field of nuclear security culture. We will continue our work by preparing new trainings (in order to educate our staff, both security and non-security) which will be held by internal experts and in cooperation with other institutions like IAEA and US DoE (up to date, we have organized four workshops from different nuclear security fields for our staff as well as for the

representatives from all relevant institutions). Nuclear security is clearly recognized in a PC NFS strategic plan and it is given same priority as safety (Department for nuclear security was formed in the summer of 2016), and nuclear security culture is recognized as the foundation of nuclear security system. All the interview questions were adopted by the expert team for monitoring the implementation of nuclear security culture and we expect to prepare complete analysys before October 2017. After we finish with the interview process, our first self-assessment will be complete.

## 6. REFERENCES

[1] Law on Radiation Protection and Nuclear Safety, Sl.gl. RS 36/09 i 93/12.
[2] Nuclear Security Culture, Nuclear Security Series No. 7, IAEA, 2008.
[3] Self- Assessment of Nuclear Security Culture in Facilities and Activities that Use Nuclear and/or Radioactive Material. (Draft Technical Guidance), Nuclear Security Series No. XX, IAEA, 2014,
[4] Nuclear Security Culture Revision 3.0, WINS International Best Practice Guide 1.4, WINS, 2016.
[5] Regulation on the Security Measures of Nuclear Facilities and Nuclear Materials, Sl.gl.RS 39/14.

# JAČANJE NUKLEARNE BEZBEDNOSNE KULTURE U JAVNOM PREDUZEĆU „NUKLEARNI OBJEKTI SRBIJE“

**Miloš MLADENOVIĆ, Dalibor ARBUTINA i Svetlana MILANOVIĆ**
*Javno Preduzeće „Nuklearni objekti Srbije“, Vinča, Beograd, Republika Srbija*
*milos.mladenovic@nuklearniobjekti.rs*

***SADRŽAJ***
*Javno Preduzeće „Nuklearni objekti Srbije“ (u nastavku JP NoS) je jedini nuklearni operator u Republici Srbiji. Osnovano je 2009. godine zajedno sa Agencijom za zaštitu od jonizujućih zračenja i nuklearnu sigurnost Srbije. U jesen 2015. godine, JP je potpisalo istraživački sporazum sa MAAE o okviru koordinisanog istraživačkog projekta: Development of Nuclear Security Culture Enhancement Solutions (NSCES) u trajanju od tri godine, sa mogućnošću nastavka. Rad pokriva rezultate rada u prvoj godini trajanja projekta na polju implementacije metoda samo-procene koju je razvila MAAE u cilju jačanja nuklearne bezbednosne kulture (rezultati su prvi put prezentovani na Konferenciji iz nuklearne bezbednosti organizovane od strane MAAE u decembru 2016. godine) kao i rezultatima iz prve polovine druge godine trajanja projekta.*

# ZNANJE UČENIKA SREDNJIH ŠKOLA O DELOVANJU SUNCA: POREĐENJE REZULTATA IZ 2008, 2012. I 2016. GODINE

**Suzana MILJKOVIĆ**
*Univerzitet Privredna akademija u Novom Sadu, Farmaceutski fakultet, Novi Sad, R. Srbija, suzana.miljković@faculty-pharmacy.com*

***SADRŽAJ***
*U Srbiji nikada nije bilo organizovane kampanje ili značajnijih edukativnih programa o zaštiti od sunca, zbog čega je uloga medija izuzetno velika. Međutim, kako se tokom navedenog perioda odnos prema edukaciji stanovništva o temama od značaja za zdravlje menjao, tako se menjalo i njihovo znanje i ponašanje na suncu. Cilj rada je bio da se prati promena nivoa znanja učenika srednjih škola o efektima UV zračenja. Ispitivanje je izvršeno u periodu od 2008-2016. godine, u intervalima od 4 godine. Ispitivanje nivoa znanja izvršeno je u okviru edukativne intervencije o zaštiti od sunca, pomoću namenskog testa sa ponuđenim odgovorima. U ispitivanju sprovedenom u proleće 2008, 2012. i 2016. godine su učestvovali 16- i 17-godišnji učenici beogradskih srednjih škola. Ispitivanje je pokazalo da interesovanje srednjoškolaca za ovu temu postoji, ali se nivo znanja menja, zato je potrebno organizovati redovne edukativne programe i više angažovati medije.*

## 1. UVOD

Širom sveta, rak kože predstavlja jedan od najvećih aktuelnih problema javnog zdravlja [1]. Iako se u visokom procentu slučajeva može sprečiti, pre svega izbegavanjem preteranog izlaganja sunčevom ili UV zračenju solarijuma, stopa morbiditeta i mortaliteta u mnogim zemljama i dalje raste. Samo u SAD, godišnje oboli oko 3,5 miliona ljudi od nemelanomskih oblika raka kože (bazocelularni – BCC i skvamocelularni – SCC karcinom), a više od 70000 ljudi oboli od melanoma [2, 3]. Broj obolelih od melanoma u SAD raste za 3% godišnje [4]. U Australiji, rak kože je najčešći oblik malignog oboljenja i predstavlja ogromno opterećenje za zdravstveni sistem, naročito od uvođenja inovativnih lekova za ovu indikaciju [5]. Slična situacija se može konstatovati u mnogim, pre svega razvijenim zemljama sveta, a posebno u onim u kojima su ljudi bele puti nastanili krajeve sa obiljem sunca ili u zemljama gde stanovništvo dosta putuje i svoje odmore provodi u tropskim krajevima sa intenzivnom UV radijacijom.
Poslednjih nekoliko decenija u mnogim zemljama sveta sprovode se kampanje promocije zaštite od sunca, što je u velikoj meri formiralo svest o rizicima od preteranog izlaganja suncu i korišćenja veštačkih izvora zračenja, poznatih kao solarijumi. U Australiji se već više od 35 godina intenzivno sprovode programi promocije zaštite od sunca usmereni ka opštoj populaciji i/ili različitim grupama stanovništva (deca u vrtićima, osnovnim i srednjim školama, roditelji male dece, sportisti, osobe na turističkim putovanjima ili u letovalištima, itd.) i njihovi pozitivni rezultati u promeni društvenog stava o preplanulom tenu i preteranom izlaganju UV zračenju su danas potvrđeni različitim istraživanjima [6, 7]. Ova istraživanja su potvrdila i ekonomsku opravdanost preventivnih programa u oblasti zaštite od sunca: dodatnim ulaganjem od 0,16 $AUD (0,12 $USD) po glavi stanovnika, sprečilo bi se 140000 novih slučajeva obolelih u narednom periodu od 20 godina

(2011-2030). Procenjen je i povraćaj investiranog novca od 3,20 $AUD/1 $AUD investicije, uz ukupni društveni prihod od 1,43 milijarde $AUD [8]. Slični su i podacima iz Belgije, gde se na svaki uloženi 1 € u kampanju o zaštiti od sunca, „na duge staze“ uštedi 3,6 € iz budžeta zdravstva [9].

Promocija zaštite od sunca generalno ima za cilj da podstakne veću primenu mera zaštite od UV zračenja, kao što su korišćenje zaštitne odeće, šešira, naočara za sunce, boravak u hladu tokom najopasnijeg dela dana (10-16h) i izbegavanje upotrebe solarijuma [10]. Istraživanja sprovedena poslednjih decenija u Evropi, Australiji, na Novom Zelandu, u Kanadi i SAD su pokazala da upravo izbegavanje korišćenja odeće i šešira u zaštiti od sunca i prekomerno izlaganje UV zračenju, predstavljaju osnovne faktore rizika za razvoj raka kože [1]. Nedovoljno poznavanje svojstava i efekata UV zračenja, promene intenziteta UV zračenja sa promenom doba dana, godišnjeg doba, geografske širine ili nadmorske visine, kao i karakteristika kože i značaja zaštite upravo u periodu do 18 godine života itd. često predstavljaju i razlog za neodgovarajuću primenu mera zaštite, a time i povećanje učestalosti opekotina od sunca, premelanomskih lezija i malignih promena kože [1]. Iako dugoročni efekti ovih kampanja promocije zaštite od sunca na zdravlje stanovništva još uvek nisu procenjeni, intenzivno se ispituju pojedinačni parametri različitih edukativnih intervancija i eventualni razlozi njihovog pozitivnog ili negativnog efekta na ciljanu populacionu grupu [11].

Incidenca obolevanja od raka kože u Evropi i SAD i dalje raste, a jedan od razloga je i neodgovorno ponašanje adolescenata i mladih odraslih osoba i njihovo odbijanje da promene način ponašanja na suncu/u solarijumu [9,12,13]. Zbog potrebe da prate modni trend preplanulog tena, ali i zbog suprotstavljanja preporukama starijih, utvrđeno je da je među njima daleko najmanja upotreba preparata za zaštitu od sunca, da se uglavnom koriste preparati nižih vrednosti zaštitnog faktora ili se sunčaju bez zaštite radi bržeg tamnjenja kože [14]. Aadolescenti predstavljaju posebno osetljivu i zahtevnu populacionu grupu koja je pod povećanim rizikom zbog kumulativnog delovanja UV zračenja, ali i zbog rigidnog, negativnog odnosa prema preporukama o zaštiti od sunca/solarijuma. Iako nastanjena stanovništvom relativno osetljivim na UV zračenje (dominira fototip kože II i III) i nalazi se na geografskim širinama sa značajnom UV radijacijom, u Srbiji do sada nije bilo organizovane, sveobuhvatne kampanje o zaštiti od sunca, ali je početkom XXI veka ova tema bila u žiži interesovanja medija. Jedna od prvih edukativnih intervencija o zaštiti od sunca sprovedena je u srednjim školama Beograda i u 14 gradova u Srbiji, 2007. i 2008. godine. Program pod nazivom „Sunčanje, da ili ne?“, koji su podržali Društvo Srbije za borbu protiv raka i resorna ministarstva RS, a pomoglo predstavništvo Beiersdorf, Beograd, je obuhvatio gotovo 5500 učenika I i II razreda srednjih škola i imao pozitivne efekte na njihovo znanje, stavove i ponašanje na suncu i u solarijumu [15,16]. Iako slabijeg obima, program je nastavljen i narednih godina. U ovom radu su prikazane promene nivoa znanja učenika jedne srednje škole u Beogradu u 3 ispitivane tačke: 2008, 2012. i 2016. godine, a efekti ovog edukativnog programa na stavove i ponašanje učenika biće prikazani u posebnom radu.

## 2. MATERIJAL I METODE

Edukativna intervencija opisana u ovom radu je sprovedena među učenicima I razreda jedne srednje škole u Beogradu, u proleće 2008, 2012. i 2016. godine. U istraživanju je korišćen namenski pripremljen upitnik sa po 3 ponuđena odgovora. Praćena je promena nivoa znanja na 9 pitanja koja su se ponavljala u 3 kontrolne tačke tokom ispitivanog

perioda (2008, 2012. i 2016. godina): da li je sunce opasno ili se treba što više sunčati, o značaju ozonskog omotača, da li i kako osećamo UV zračenje, da li sunce ima negativne efekte na zdravlje, šta je uzrok raka kože, da li su naočare važne u zaštiti od sunca, koliko taman ten (kod Crnaca, Induda, australijskih Aboridžina...) štiti od sunca, šta je zaštitni faktor – SPF i koliko je važna nega kože posle sunčanja? Kontrolnu grupu su činili učenici iste škole koji nisu učestvovali u programu edukacije o zaštiti od sunca.
U obradi rezultata je korišćen Pearson-ov 2-test sa pragom značajnosti od 95% za utvrđivanje povezanosti odgovora na svako od pitanja i godine sprovođenja testa/ankete. Rezultati su prikazani tabelarno i grafički.

## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

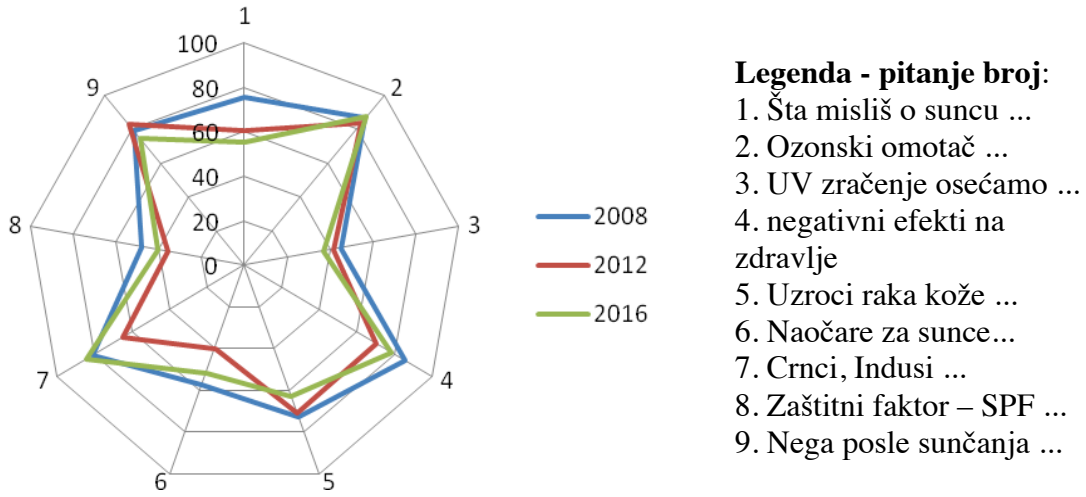
Istraživanje je obavljeno u Beogradu, među učenicima prvog razreda srednje škole. Broj ispitanika, koji su u svakoj od 3 ispitivane godine učestvovali u istraživanju, naveden je u tabeli 1.

**Tabela 1. Ukupan i broj ispitanika u svakoj od ispitivanih godina**

| **odziv ispitanika** | **godina istraživanja** | | |
|---|---|---|---|
| | **2008.** | **2012.** | **2016.** |
| broj ispitanika | 177 | 156 | 150 |
| % od ukupnog broja ispitanika | 36,65 | 32,30 | 31,05 |
| ukupan broj ispitanika | 483 | | |

Tačni odgovori, izraženi u %, po godini ispitivanja, prikazani su na slici 1.
Na pitanje broj 1, u sve tri godine je najviše učenika odgovorilo tačno – da misli da je sunce opasno i da treba biti oprezan kada si na otvorenom. Postoje statistički značajne razlike u raspodeli među odgovorima u zavisnosti od godine sprovođenja testa ($p<0,001$), kao i statistički značajne razlike u izboru tačnog odgovora u zavisnosti od godine testiranja ($p<0,001$). U ukupnom % odgovora, 17,81% učenika misli da je preplanuli ten super i veoma moderan, zbog čega se jako trudi da pocrni. Broj onih koji misli da se treba čuvati od sunca opada u ispitivanim godinama od 75,71% u 2008, na 60,9% u 2012. godini i samo 55,33% u 2016. godini, a broj onih koji se trudi da pocrni se povećava od jedne do druge kontrolne tačke: od 12,43%, na 16,43% i konačno 26% u 2016. godini.
Ukoliko se prisetimo aktivnosti promocije zaštite od sunca u poslednjih deceniju-dve u Srbiji, ova statistika upravo odražava tu situaciju. Tokom prve decenije XXI veka, promocija zaštite od sunca bila je izuzetno aktivna, ne samo kroz pomenute edukativne aktivnosti u školama, već pre svega kroz više stihijsku, ali intenzivnu medijsku kampanju. Tih godina, zaštita od sunca je (pored borbe protiv zloupotrebe duvanskih proizvoda, koja je bila „državni projekat“), bila jedna od retkih tema iz oblasti zdravstva o kojoj se tako intenzivno pisalo u štampanim medijima i govorilo na radiju i TV. Ipak, krajem ove decenije, pokrenute su šire aktivnosti javnog zdravlja i različite zdravstvene teme postaju prisutne svakodnevno, u svim štampanim i elektronskim medijima. Zaštita od sunca je potisnuta u drugi plan, a time se polako gube i preporuke o pravilnom ponašanju na suncu. Oko 2010. godine, svetska, a zatim i „domaća“ ekonomska kriza postaju dominantna tema u medijima. Javnozdravstvene aktivnosti se uglavnom odnose na funkcionisanje zdravstvenog sistema, informacije o novim metodama lečenja, aparatima itd., a aktivnosti promocije zdravlja i prevencije bolesti se postepeno smanjuju.

Savetovanje o zaštiti od sunca sve više postaje deo komercijalnih programa, odnosno promocije proizvoda za zaštitu od sunca.
Iskustva mnogih kampanja o zaštiti od sunca sprovedenih širom sveta, upravo govore da se pozitivni efekti edukacije na promenu znanja, ponašanja i stavova o delovanju UV zračenja relativno lako mogu ostvariti, ali da je najveći problem održati takve rezultate tokom dužeg perioda [16, 17]. Rezultati ove studije pokazuju postepeno opadanje znanja i svesti o opasnostima zbog preteranog izlaganja UV zračenju.
Visok % tačnih odgovora (redom, od 2008. do 2016. godine: 86,445%; 82,69%; 87,33%) na pitanje broj 2 pokazuje dobru informisanost učenika o stanju ozonskog omotača i postojanju ozonskih rupa, tokom čitavog ispitivanog perioda.




**Slika 1. Tačni odgovori (%) na pitanja 1-9 u tri ispitivane godine (2008, 2012, 2016)**

Jedno od izuzetno značajnih pitanja za svaku osobu koja se izlaže suncu je: "Da li i kako osećamo delovanje UV zračenja?" Tokom ispitivanog perioda, nivo znanja o tome da UV zračenje svojim čulima čovek ne može osetiti (pitanje broj 3), ostaje dosta nizak (45,2%; 41,67%; 36,67%), a zabrinjava i to što sa godinama opada. Nasuprot tome, pogrešno verovanje da UV zračenje osećamo kao toplotu značajno raste (41,81%; 43,59%; 50%). To bi praktično značilo, da se štitimo od sunca samo kada je izuzetno toplo, mada UV zračenje može biti intenzivno i kada je temperatura ispod nule, npr. na visokim planinama. Kao što je pokazalo istraživanje u letovalištima i zimskim ski-centrima u severnoj Americi, upravo nedostatak informacije – osećaja o intenzitetu UV zračenja predstavlja glavni razlog za odlaganje primene zaštitnih mera i često, pojavu opekotina [1]. Zbog toga je poznavanje UV zračenja i njegovog delovanja na organizam izuzetno važno u zaštiti od sunca i ovu temu treba naglasiti kroz edukativne programe o zaštiti od sunca.
U odnosu na 2008. godinu, kada je više od 85% ispitanika (85,31%) odgovorilo da sunce ima negativne efekte na zdravlje (pitanje broj 4), u sledećim kontrolnim tačkama, nivo znanja opada: 69,87% 2012. godine i 78% 2016. godine. Postoje statistički značajne razlike u raspodeli među odgovorima u zavisnosti od godine sprovođenja testa ($p<0,001$), kao i statistički značajne razlike u izboru tačnog odgovora po godini testiranja ($p=0,003$). Pitanje broj 5 se odnosi na uzroke nastanka raka kože. Najveći broj ispitanika je odgovorio tačno – rak kože nastaje zbog preteranog sunčanja, naročito u detinjstvu i

mladosti: 72,32% 2008; 70,51% 2012; 62,67% 2016. godine. I ovde možemo uočiti zabrinjavajući trend opadanja nivoa znanja po ovom pitanju i očiglednog gubitka pozitivnih efekata nekadašnje medijske kampanje o zaštiti od sunca. U odnosu na prethodne godine, u 2016. godini se značajno povećao broj onih koji misle da se ne zna uzrok nastanka raka kože: 22,6% 2008. godine, 25% 2012. godine, a više od trećine ispitanika (34%) u 2016. godini.

Naočare za sunce predstavljaju izuzetno važno sredstvo za zaštitu struktura oka, vida i osetljive kože oko očiju od UV zračenja (pitanje broj 6). Ovde takođe možemo konstatovati opadanje nivoa znanja – broja tačnih odgovora od 2008. godine (57,06%), 2012. (39,74%) do 2016. godine (51,33%). Postoje statistički značajna razlika u raspodeli među odgovorima u zavisnosti od godine sprovođenja testa ($p=0,037$), kao i statistički značajne razlike u izboru tačnog odgovora po godini testiranja ($p=0,006$).

Za razliku od prethodnih pitanja, rezultati za pitanje broj 7 pokazuju poboljšanje nivoa znanja u 2016. godini (84%) u odnosu na 2008. (80,79%) i 2012. godinu (64,74%). Pitanje ima za cilj da utvrdi koliko učenici znaju o tamnom tenu, odnosno njegovom značaju za zaštitu od raka kože i drugih štetnih efekata UV zračenja, kod osoba sa izrazito tamnom bojom kože (fototip V i VI – Crnci, Indusi, australijski Aboridžini). Većina ispitanika zna da oni teško mogu da izgore na suncu, ali i dalje mogu dobiti neko oboljenje oka (katarakta, makularna degeneracija oka) i skloniji su infekcijama ako se sunčaju, od osoba sa svetlom kožom. I ovde imamo statistički značajne razlike po oba kriterijuma ($p< 0,001$).

Pitanje broj 8 se odnosi na definiciju zaštitnog faktora – SPF. Samo u 2008. godini je više ispitanika odgovorilo tačno (48,02%): „SPF pokazuje koliko puta duže možeš ostati na suncu a da ne dobiješ opekotinu, ako koristiš preparat, nego bez njega“; nego pogrešno (45,2%): „SPF pokazuje koliko puta duže možeš ostati na suncu potpuno bezbedan, ako koristiš preparat, nego bez njega“. Mala ali značajna razlika u tekstu, treba da ukaže na vrednost SPF (određuje se preko pojave opekotine) koja govori o zaštiti od delovanja UVB zračenja (izaziva opekotine, rak kože, kataraktu itd.), ali ništa ne govori o štetnim efektima koje izazivaju druge talasne dužine zračenja – UVA, IR. Primena preparata visokih vrednosti SPF ne znači da smo bezbedni na suncu kada ih koristimo, veća daje lažni osećaj sigurnosti koji dozvoljava duži boravak na suncu a time i povećanje rizika od njegovog štetnog delovanja. U druge dve kontrolne tačke, odnos odgovora se promenio u korist netačnog, što takođe govori o opadanju znanja učenika o zaštiti od sunca: 2012. godine 35,9% ispitanika se odlučilo za tačnu, a 52,56% za pogrešnu definiciju SPF; u 2016. godini je bilo 40,67% tačnih, a 51,33% netačnih odgovora.

Poslednje, 9. pitanje ima dosta konzistentne odgovore, ali opet pokazuje blagi pad nivoa znanja u 2016. u odnosu na 2008. godinu: 79,1% u 2008; 82,69% u 2012; 74,67% u 2016. godini. Kod odgovora na ovo pitanje postoji značajna zavisnost raspodele odgovora od godine sprovođenja ankete ($p=0,049$), ali takva zavisnost nije relevantna pri izboru tačnog odgovora ($p=0,227$).

Opadanje nivoa znanja koje se prepoznaje kroz odgovore na gotovo sva postavljena pitanja, govori u prilog činjenici da je aktivnosti u promociji zaštite od sunca neophodno nastaviti, posebno među adolescentima. Iako je značajno smanjeno interesovanje medija za ovu temu, a u školama nema dovoljno vremena za različite edukativne kampanje, potreba za edukacijom svakako postoji. Iako uporne TV-kampanje u Australiji daju zadovoljavajuće rezultate [18], u Srbiji u ovom trenutku ipak mora da se traži neko drugo rešenje. Za adolescente, ali i druge populacione grupe, prihvatljiv način može biti slanje

SMS poruka mobilnim telefonom, kao u istraživanju sprovedenom u Arizoni, SAD [19], ili internet (*on-line)* edukacija sa ciljem promene stavova i ponašanja na suncu [20].

## 4. ZAKLJUČAK

Znanje učenika o zaštiti od sunca, na početku ovog istraživanja (2008), bilo je na mnogo višem nivou nego danas (2016). Zahvaljujući pre svega aktivnosti medija u periodu pre 2008. godine, osnovne informacije o delovanju UV zračenja i efektima na zdravlje su bile dostupne naširem krugu ljudi u Srbiji. Tokom godina, sa padom interesovanja medija za ovu temu, postepeno su se proredile i preporuke o pametnom ponašanju na suncu i sprečavanju štetnih efekata UV zračenja. Ove promene se odražavaju na nivo znanja ispitanika i pokazuju na potrebu za ponovnim aktivnostima u ovoj oblasti. Iskustva iz sveta pokazuju da postoje i drugi, za populaciju adolescenata čak i prihvatljiviji, a uspešni modeli edukacije o zaštiti od sunca. Buduće aktivnosti u ovoj oblasti treba usmeriti na pronalaženje mogućnosti - modela za nastavak promocije zdravlja i prevencije raka kože i ispitivanje njihove efikasnosti.

## 5. LITERATURA


[1] Andersen PA, Buller DB, Walkosz BJ. et al. Environmental variables associated with vacationers' sun protection at warm weather resorts in North America. Environmental Research 146, 2016, 200–206

[2] Siegel R, Ma J, Zou Z, Jemal A. Cancer statistics, 2014. CA Cancer J. Clin. 64, 2014, 9–29

[3] García-Romero MT, Geller AC, Kawachi I. Using behavioral economics to promote healthy behavior toward sun exposure in adolescents and young adults. Preventive Medicine 81, 2015, 184–188

[4] Buller DB, Andersen PA, Walkosz BJ. et al. Effect of an intervention on observed sun protection by vacationers in a randomized controlled trial at North American resorts. Preventive Medicine 99, 2017, 29–36

[5] Australian Institute of Health and Welfare & Australasian Association of Cancer Registries. Cancer in Australia: an Overview, 2012. In., vol. Cancer series no. 74. Cat no CAN 70. AIHW, Canberra

[6] Dobbinson SJ, Wakefield MA, Jamsen KM, et.al. Weekend sun protection and sunburn in Australia: trends (1987–2002) and association with SunSmart television advertising. Am. J. Prev. Med. 34, 2008, 94–101

[7] Makin JK, Warne CD, Dobbinson SJ, Wakefield MA, Hill DJ. Population and age-group trends in weekend sun protection and sunburn over two decades of the SunSmart programme in Melbourne, Australia. Brit J Dermatol 168, 2013, 154–161

[8] Shih STF, Carter R, Heward S, Sinclair C. Economic evaluation of future skin cancer prevention in Australia. Preventive Medicine 99, 2017, 7–12

[9] Pil L, Hoorens I, Vossaert K. et al. Burden of skin cancer in Belgium and cost-effectiveness of primary prevention by reducing ultraviolet exposure. Preventive Medicine 93, 2016, 177–182

[10] Miljković S. Sunčanje, da ili ne? Perollo, Beograd, 1999.

[11] Gefeller O, Uter W, Pfahlberg AB. Long-term development of parental knowledge about skin cancer risks in Germany: Has it changed for the better? Preventive Medicine 89, 2016, 31–36

[12] Guy Jr. GP, Berkowitz Z, Jones SE, et al. State indoor tanning laws and adolescent indoor tanning. Am. J. Public Health 104, 2014, e69–e74
[13] Crane LA, Asdigian NL, Barón AE, et al. Mailed Intervention to Promote Sun Protection of Children. A Randomized Controlled Trial. Am J Prev Med 43, 2012, 399 – 410
[14] Hawkes AL, Hamilton K, White KM, McD Young R. A randomised controlled trial of a theory-based intervention to improve sun protective behaviour in adolescents (’you can still be HOT in the shade’): study protocol BMC. Cancer 12, 2012, 1-9
[15] Miljković S, Baljozović Đ, Krajnović D, Tasić Lj, Sbutega-Milošević G. The Impact of Education on Adolescents’ Sun Behavior: Experiences from Serbia. Srp Arh Celok Lek. 142, 2014, 330-336
[16] Miljković S, Jovanović Lješković N. Sun protection behavior among adolescents – a comparative study conducted in 2008 and 2012. Med Pregl 9-10, 2016, 281-287
[17] Weinstock MA. The struggle for primary preventon of skin cancer. Am J Prev Med. 34, 2008, 171-2
[18] Dobbinson SJ, Volkov A, Wakefield MA. Continued Impact of SunSmart Advertising on Youth and Adults’ Behaviors. Am J Prev Med 49, 2015, 20–28
[19] Hingle MD, Snyder AL, McKenzie NE et al. Effects of a Short Messaging Service–Based Skin Cancer Prevention Campaign in Adolescents. Am J Prev Med 47, 2014, 617–623
[20] Heckman CJ, Darlow SD, Ritterband LM, Handorf EA, Manne SL. Efficacy of an Intervention to Alter Skin Cancer Risk Behaviors in Young Adults. Am J Prev Med 51, 2016, 1–11

# HIGH SCHOOL STUDENTS' KNOWLEDGE ABOUT SUN EFFECTS: COMPARISON THE RESULTS IN 2008, 2012 AND 2016

**Suzana MILJKOVIĆ**
*University Business Academy in Novi sad, Faculty of Pharmacy, Novi Sad, Serbia,*
*suzana.miljković@faculty-pharmacy.com*

***ABSTRACT***
*In Serbia, it has never been organized skin cancer prevention campaign or significant sun protection educational intervention, and media has a huge influence. During period between 2008 and 2016, interest of media to educate people about health related topics changed a lot, so changed the populations knowledge and behavior on the sun.*
*The aim of this article was to compare the level of students knowledge about UV rays effects on the skin. Investigation included results of questionnaires fulfilled in the spring of 2008, 2012 and 2016 in high school in Belgrade. The questionnaire consisted of nine three-choice questions about sun effects on the skin, ozone layer, properties of UV rays, the cause of skin cancer, importance of sunglasses use, possibility of dark tan to prevent health consequences of sun rays, what is the definition od SPF, and importance of after-sun skin care. Data from these tests for all 3 years were analyzed by the Pearson`s chi square test, and presented by table and graphic.*
*Although the students are interested in this topic, their knowledge about sun protection gradually disappears. It is important to find a way – a channel to send them all necessary information about sun protection and skin cancer prevention, even though media interest for this subject no longer exists.*

# МЕТОДЕ ДЕТЕКЦИЈЕ И МЕРНА ИНСТРУМЕНТАЦИЈА

# НИСКОФОНСКА ЛАБОРАТОРИЈА ИНСТИТУТА ЗА ФИЗИКУ - ПРВИХ ДВАДЕСЕТ ГОДИНА -

**Владимир УДОВИЧИЋ, Александар ДРАГИЋ, Радомир БАЊАНАЦ, Дејан ЈОКОВИЋ, Димитрије МАЛЕТИЋ, Никола ВЕСЕЛИНОВИЋ, Михаило САВИЋ, Давид КНЕЖЕВИЋ,**

*Институт за физику, Београд, Србија, banjanac@ipb.ac.rs*

***САДРЖАЈ***

*Представљена је делатност сарадника Нискофонске лабораторије од њене изградње до данас. Почетна мерења концентрације радона, интензитета космичког зрачења и фона гама зрачења временом су, методолошким приступом, прерасла у континуирани мониторинг. Статистички значајни резулатати добијени након дуготрајних мерења, допуњени поузданим симулацијама и анализирани напредним мултиваријантним техникама јасно идентификују Нискофонску лабораторију у свим њеним областима истраживања.*

## 1. УВОД

Природа овог рада је ревијална и представља ретроспективу најважнијих резултата сарадника Лабораторије током последње две деценије.

Почетак научне каријере прва три потписана коаутора практично коинцидира са изградњом подземне лабораторије и конституисањем Нискофонске лабораторије за нуклеарну физику, Института за физику. Иницијална замисао др Радована Антанасијевића и професора др Ивана Аничина о постојању референтне лабораторије за мерење малих активности и проучавање ретких нуклеарних процеса, реализована је 1997. године у оквиру Института за физику. Непроцењиву подршку двојице учитеља додатно је обогатила сарадња колеге Александра Драгића са академиком Звонком Марићем, његовим ментором на теоријским радовима, који је такође веома био заинтересован за Плазма фокус експеримент. У мерењима на тој фузијоној машини, значајна је била техничка подршка Бошка Антанасијевића, Бате Панића и др Драгутина Шевића, као и теоријски прорачуни колеге Јовице Станојевића, па је 2000. године одбрањена прва дисертација на Плазма фокус експерименту, колеге Душана Јоксимовића. После дуже паузе изазване дотрајалошћу опреме, пре неколико година покушана је ревитализација овог експеримента, ентузијазмом колега др Драгана Лукића и Мирослава Максимовића, али је процењено да она захтева значајније инвестирање.

Знања стечена на Плазма фокус експерименту употребом чврстих детектора трагова примењивана су и у првим мерењима концентрације радона у подземној лабораторији. У области детектора трагова, поред великог ауторитета др Радована Антанасијевића, оснивача и првог руководиоца Лабораторије, који је знање преносио на млађе сараднике вредно је поменути и корисне инструкције колегинице др Бојане Грабеж као и искуство професора др Јована Вуковића. То је све заједно допринело да 2006. године у Лабораторији буде одбрањена нова докторска дисертација, колеге Владимира Удовичића поново на тему Плазма фокус експеримента. Убрзо, током 2007. године придружио му се колега

Александар Драгић, одбраном дисертације са теоријским радом о позитронијуму у сарадњи са академиком Звонком Марићем.
Сарадња са професором др Иштваном Бикитом, испред новосадске лабораторије за нуклеарну физику, ПМФ-а у Новом Саду, била је драгоцена већ на почетку током емпиријске селекције радијационо чистих грађевинских материјала за градњу Лабораторије. Први резултати мерења концентрације радона током градње подземне лабораторије публиковани су већ 1999. године [1]. И током наредног периода, проблематика радона била је присутна, периодичном провером у надземној и подземној лабораторији (НЛ/ПЛ), детекторима трагова и канистрима са активним угљем. Упоредо са постепеним опремањем Лабораторије потребном инструментацијом, предност су добијале две примарне области. Најпре је 2001. године иницијативом професора др Ивана Аничина, уз подршку његових асистената др Јована Пузовића и др Горана Шкоре, и виспреним саветима професора др Ђуре Крмпотића у Институту за физику покренута проблематика физике космичког зрачења. Тих година Лабораторија је остала без неколицине сарадника, а непроцењив је био губитак великог Радета, др Радована Антанасијевића нашег драгог шефа, и Лабораторија од те 2003. године носи његово име. Лабораторију су у кратком периоду напустили Драгутин Шевић, Бошко Антанасијевић, Надежда Антанасијевић, Зорка Продановић и Јовица Станојевић, али је стигло и прво појачање. Колега Дејан Јоковић се од самог почетка укључио у покретање проблематике космичког зрачења на којој је магистрирао, а 2011. године и докторирао.
Основна намена надземних или плитко укопаних нискофонских лабораторија је мерење малих активности, било узорака из природе или вештачки обогаћених (НОРМ и ТЕНОРМ), пошто је низак фон обрнуто пропорционалан осетљивости мерења или минималној детектабилној активности мереног узорка. Фон је најчешће синоним за фон гама зрачења којим се, пошто је моноенергетско, јасно идентификује одређени радио изотоп. За мерење гама зрачења најчешће су у употреби германијумски детектори, са ултимативним захтевима за радијационо чистим криостатом, што веће активне запремине (ефикасности), и смештене у одговарајућој пасивној заштити (најчешће олову). Високо осетљива мерења фона, којима се фундаментално истражују ретки процеси (двоструки бета распади и тамна материја) спроводе се у дубоким подземним лабораторијама у којима је минимизован утицај космичког зрачења. Ипак, и плитко укопане лабораторије могу послужити у анализи оних компоненти фона које генерише космичко зрачење (због боље статистике), а које су релевантне у високо осетљивим мерењима у дубоким лабораторијама, као и у селекцији радијационо чистих материјала који се уграђују у инструментацију тих високо осетљивих истраживања. Главни циљ, анулирање нуклеонске компоненте космичког зрачења, присутне на површини и све до око 15 метара воденог еквивалента (м.в.е), постигнуто је укопавањем земунске лабораторије у десну обалу Дунава. Добијено је 12 метара заштитног слоја земље, леса (еквивалентног са 25 метара воде) па је и најпродорнија компонента космичког зрачења, наелектрисани миони, редукована интегрално скоро 4 пута.
Први резултат релативног смањења флукса миона, подземне у односу на надземни простор (око 4 пута), добијен је двема техникама, пластичним сцинтилатором NE102 и преносним германијумским детектором (рел. ефикасности 20%). На жалост, овај први Ge детектор, позајмљен из Винче, није био од користи за нискофонска мерења због његове радијационе запрљаности услед рада на мониторингу

реакторских неутрона. У прво време, Лабораторија је располагала и планарним Ge(Li) детектором, добијеним од колега из Новог Сада, којим се могао детектовати тек нискоенергетски део фона амбијенталног гама зрачења, до око 200keV. Поред доминантних Pb-X пикова, од оловног оклопа, јасно се издвајала линија од урана 238 (тачније његовог првог потомка Th-234) на 63.3keV, што је послужило за први чланак о анализи узорака са ураном [2]. Током годину дана и непосредно пре набавке првог и још увек јединог германијумског детектора у Лабораторији, у подземној лабораторији је био у употреби још један позајмљени Ge детектор, из Лабораторије за заштиту од зрачења из Винче, а у циљу компаративних мерења истих узорака.

## 2. ПРОБЛЕМАТИКА КОСМИЧКОГ ЗРАЧЕЊА

Прегледни рад, из 2011. године, [3], садржи и детаље конструкције саме подземне лабораторије и описа њеног радног режима, па ће се надаље прича фокусирати на три доминантне области истраживања у Лабораторији. Хронолошки, прва област којом смо се бавили од 2001. године је космичко зрачење, и још увек је област која је предмет интересовања највећег броја сарадника.

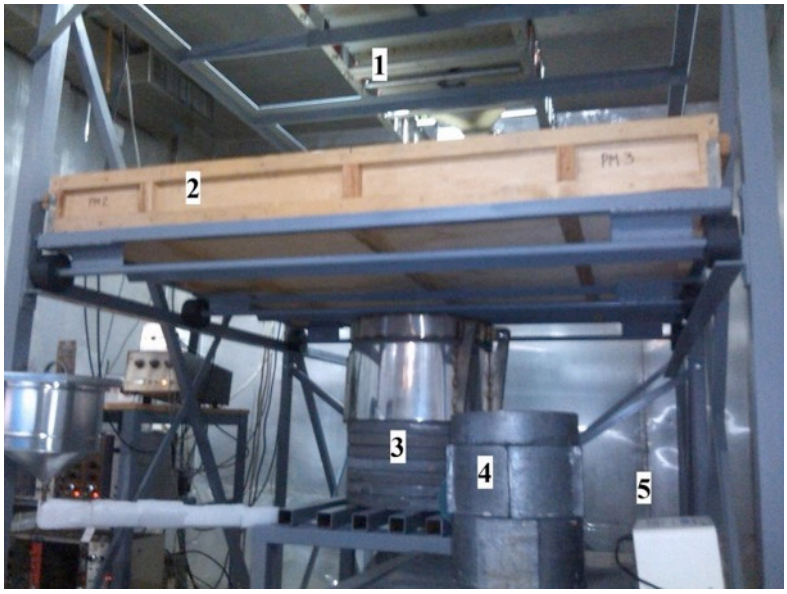
Континуирани мониторинг интензитета космичког зрачења у НЛ/ПЛ, траје непрекидно од 2002. године до данас, у почетку са два једнака пластична сцинтилатора мале површине. Мали пластици, како их називамо, стигли су у Србију из Дубне, 1994. године, ентузијазмом професора Аничина и Миодрага Крмара. Детектори су комплетирани у нашој Лабораторији, спајањем сцинтилатора са светловодом и по једним фотомултипликатором. И данас су у функцији са још увек беспрекорном дискриминацијом мионског ΔE пика од нискоенергетског космичког и гама зрачења. Први резултати редом су представљани на светским, Јапан, 2003, Индија, 2005. и европским конференцијама о космичком зрачењу, Италија, 2004. и Португалија 2006. године [4]. На послетку, прецизно одређен флукс космичких миона, први пут на нашим географским ширинама и дужинама, публикован је у [5]. Крајем 2005. године, сналажљивошћу колеге Драгића, у склопу набавке германијумског детектора, успели смо значајно да подигнемо квалитет мерења космичког зрачења, набавком два идентична, 8 пута по површини већа сцинтилатора. Боља статистика мерења значила је и упуштање у временску спектоскопију космичког зрачења, посебно након набавке првог дигиталног анализатора (CAEN), 2008. године, иако су и до тада анализиране временске серије и периодограми космичких података, [6].

Од прошле године у новој просторној конфигурацији расположивих пластичних сцинтилатора (званог ASYMUT, што је асиметрични мион телескоп), отвара се могућност енергетски диференцираног праћења процеса соларне модулације космичког зрачења, слика 1.

Много значајније за потенцијал Лабораторије од скромног опремања хардвером, јесте трансфер поново из Винче, овог пута колеге Димитрија Малетића, препоруком нашег професора Ивана. Његово велико знање стечено на CMS експерименту у CERN-у, на коме је и докторирао 2009. године, посебно софтверских алата, оснажило је способности групе да се применом ново развијених софтвера, на адекватан начин анализира све богатија база космичких података.

У Лабораторији је реализовано десетак дипломских радова, али се од млађих тек колега Никола Веселиновић, радећи најпре дипломски на теми плазма фокуса са

колегом Удовичићем, касније „усудио“ да анализира поменуту базу космичких података те тако управо ове године приводи рад на својој дисертацији. Његовим стопама је, најпре радећи дипломски рад о CAEN дигиталном анализатору, кренуо и колега Михаило Савић, па се ускоро може очекивати још једна дисертација из области космичког зрачења, [7].




**Слика 1. ASYMUT конфигурација у подземној лабораторији, 1-мали пластици, 2-велики пластик, 3-Ge детектор у Pb заштити, и додатно 4-NaI детектор у Pb заштити, 5-радонометар**

## 3. НИСКОФОНСКА ГАМА СПЕКТРОМЕТРИЈА

После 8 година од отварања, у Лабораторију је стигао германијумски детектор, у стандардној вертикалној геометрији криостата који је изабран да буде од нискофонских материјала. Релативне ефикасности од 35% и номиналне енергетске резолуције 1,72 keV, детектор је представљао изврстан инструмент за детаљно упознавање са свим компонентама фона гама зрачења у амбијенту подземне лабораторије. У почетку је пасивна заштита била недовољна, 6cm олова непознате историје (у смислу његовог порекла и старости). Неколико година касније после процене да је оптимална дебљина заштите 12 cm олова, опет уз помоћ колега из Новог Сада, изливени су дискови укупне масе око 900 килограма од довољно старог олова за које је процењен садржај Pb-210 око 25 $Bqkg^{-1}$. Већ је поменута тријажа грађевинских материјала у смислу избора оних са минималном концентрацијом урана, торијума и калујума 40, а за њом је следило зналачко пројектовање вентилационог система који је од највећег значаја за подземне лабораторије. Без њега, спонтана акумулација радона достиже два реда већу концентрацију па би у фонском спектру доминирале бројне пострадонске линије уз њихово интензивно варирање у времену. Непрестаним изменама целокупног ваздуха у подземној лабораторији (запремине око 130 $m^3$) скоро 4 пута на сат, и филтрацијом ваздуха на улазу у систем у два степена, прво филтером за прашину а потом и великим (око 50 kg) адсорберским филтером са активним угљем, концентрација радона је смање-

на на око 10 $Bqm^{-3}$. Временом је процењено да је и достигнутих 20 $Bqm^{-3}$ довољно ниско, штедећи на честим заменама великог филтера. Поред филтрације, разликом у брзини упумпавања чистог и испумпавања радоном запрљаног ваздуха, пројектован је и надпритисак од преко 2mbar-a, који спречава дифузију радона кроз евентуалне пукотине из алуминијумом пресвучених зидова и додатно доприноси релативној стабилности концентрације радона.

Још у пројектовању прве конфигурације са великим пластицима ($1m^2$), реализована је вето-активна заштита Ge детектора, са растојањем оловног поклопца до коаксијално постављеног великог пластика од око 60cm. Управо је тежак оловни поклопац и начин приступа самом Ge детектору, захтевао релативно велико растојање што је због широке угаоне расподеле миона ($\cos^2\theta$) значајно умањило учинак вето детектора. Континуирани мониторинг космичког зрачења и упоредо временска спектроскопија пружали су могућност да се у антикоинцидентном режиму смањи фон одбацујући део догађаја детектован у вету, док се у коинцидентном режиму управо анализирао део фонског спектра генерисан од стране космичког зрачења. Први резултати су представљени у [3]. Посебно је занимљива процена флукса неутрона генерисаних од миона у олову, који се детектују преко закаснелих коинциденција њиховом интеракцијом на изотопима германијума, [8]. Поменута ASYMUT конфигурација, слика 1, значајно је побољшала геометрију два детектора па се очекује и значајно нижи интегрални фон и интензитет анихилационе линије у вето режиму. Пре тога, карактеристике фона после дужег мерења представљене су у [9].

Током година континуираног мерења, било је од значаја анализирати утицај варијације радона и космичког зрачења на варијације фона, пошто су варијације фона у спрези са систематском грешком мерења малих активности. Мерења су сукцесивно обављана у обе лабораторије НЛ и ПЛ, и показана је очигледна предност остварених нискофонских услова у подземној лабораторији, [10]. Ово је била и тема дисертације колеге Радомира Бањанца, одбрањене 2011. године.

Нискоенергетски део спектра фона германијумских детектора истраживан је и са аспекта утицаја „skyshine“ радијације у односу на конкурентски допринос космичког зрачења. Миони космичког порекла производе континуирани спектар губитака енергије који има максимум интензитета на високим енергијама, реда неколико десетина MeV, која је најчешће изван области интересовања, али дају допринос и у нискоенергетској области. Свеукупни инструментални фонски спектри одликују се изразитим максимумом, који је у зависности од величине детектора у близини 100keV. Интензитет, природа и порекло фона у овој енергетској области испитивано је апсорпционим мерењима и закључено је да је зрачење континуираног спектра двојаког порекла. Једним делом оно представља расејано и деградирано зрачење електромагнетне компоненте космичког зрачења, док другим делом представља од целокупне околине расејано зрачење терестријалног порекла, често познатог под називом „skyshine radiation“, [11].

Важно је поменути, као што је случај и код проблематике космичког зрачења, да се у анализама фона неизоставно користе симулациони пакети, најчешће черновски GEANT4, [12], и у области космичког зрачења, CORSICA.

## 4. ДЕТЕКЦИЈА РАДОНА

Радон је свуда присутан јер је по природи гас па дифундује и кроз зидове лабораторија, при томе је и инертан па га је тешко филтрирати и хемијски изоловати. У нискофонској гама спектрометрији увек својим релативно кратким животом, генерише значајну активност потомака који потом својим распадањем продукују мноштво пострадонских гама линија, посебно Pb-214 и Bi-214. Један од начина детекције радона је управо анализом интензитета пострадонских линија након што је сам радон адсорбован у канистрима са активним угљем. Време акумулације је обично 2 дана, а још једна, тзв. пасивна метода је пребројавање трагова од радонових алфа честица у чврстим детекторима (CR-39 и LR-115) после времена експонирања од најмање 3 месеца. Већ је поменуто да радон као сметња у нискофонским мерењима осим што генерише непријатан фон у виду мноштва гама линија и припадајућег Комптоновског континуума, додатно утиче у варијацији, најчешће дневној, истих линија. Начин да се поузданије процени утицај овог варирања јесте активна метода детекције радона која у реалном времену сакупља податке, концентрације радона као и релевантних метеоролошких параметара, температуре и релативне влажности ваздуха. Од 2008. године Лабораторија располаже једним таквим бројачем, радонометром, који је далеко јефтинији од активних спектрометара (Rad7 и Alphaguard), али подједнако прецизан. Дуготрајним мониторингом у амбијенту подземне лабораторије, радонометар је потврдио очекивано дневно варирање али показао и сезонску варијацију радона, [13].

Активни уређај пружио је и могућност примене напредних мултиваријантних техника анализе, које се успешно тренирају на актуелно измереној бази података радона и метео параметара, и потом успешно врше предикцију динамике радона у контролисаним условима подземне лабораторије, [14].

Већ неколико година активан је сајт, http://cosmic.ipb.ac.rs/index.html, наше Лабораторије са линковима на ажуриране податке мерења космичког зрачења, http://147.91.87.156/cgi-bin/bcrs и евалуационе концентрације радона у ПЛ, http://147.91.87.156/nf-cosmic/rad3/Radon_alarm/.

Знањем стеченим применом разноликих техника детекције радона, не само унутар ПЛ/НЛ простора већ систематски и у реалном амбијенту ван лабораторија, [15], уз подршку Агенције за јонизујућа зрачења и нуклеарну сигурност Републике Србије, и реализовану преко IAEA фондова, нови руководилац Лабораторије др Владимир Удовичић успешно је координирао великом кампањом мапирања радона и добијањем прве радонске мапе Србије 2016. године, [16].

## 5. УМЕСТО ЗАКЉУЧКА

Надајући се да ће се кроз 10 или 20 година поново пружити прилика писању рада сличног садржаја, очекујући напокон боље опремање Лабораторије хардвером и уз задржавање високог нивоа ентузијазма сарадника, сматрамо досадашње ангажовање успешним, а постојање наше Лабораторије оправданим.

Ово је прилика да се присетимо непосредније сарадње током ових двадесет година и са колегама из Винче, Милојком Ковачевићем, Зором Жунић, Иваном Вуканац, Драганом Тодоровић, Јеленом Крнета Николић, Предрагом Ујићем, и колегама из Новог Сада Миодрагом Крмаром, Софијом Форкапић и Николом Јованчевићем. Управо је наш најмлађи сарадник, Давид Кнежевић, долазећи из јаке новосадске школе нуклеарне физике додатна нада у покретање нових тема.

Наравно, ту је и велики број наших колега из самог Института за физику, заинтересованих за наш рад од којих се од самог формирања Лабораторије у сваком афирмативном смислу истиче др Александар Белић.
Може се ипак закључити да су почетна мерења концентрације радона, интензитета космичког зрачења и фона гама зрачења временом, методолошким приступом, прерасла у континуирани мониторинг. Статистички значајни резулатати добијени након дуготрајних мерења, допуњени поузданим симулацијама и анализирани напредним мултиваријантним техникама јасно идентификују Нискофонску лабораторију у свим њеним областима истраживања.
На крају, као и сваком приликом, радо се сећамо нашег драгог професора Ивана Аничина који је у најтеже време, када је опстанак Лабораторије био угрожен, али и након одласка у пензију, својом харизмом, неограниченим знањем и свеприсутном љубављу међу нама надахњивао истраживачки дух и одржавао јединство свих сарадника Лабораторије.

## 6. ЛИТЕРАТУРА


[1] R. Antanasijević, I. Aničin, I. Bikit, R. Banjanac, A. Dragić, D. Joksimović, Đ. Krmpotić, V. Udovičić, J.B. Vuković Radon measurements during the building of a low-level laboratory Radiation Measurements 31, (1999) 371

[2] I. Aničin, R. Banjanac, A. Dragić, D. Joković, V. Udovičić, Investigation of the Uranium Solubility and Absorption Physica Scripta T118 (2005) 39-40

[3] Aleksandar Dragić, Vladimir Udovičić, Radomir Banjanac, Dejan Joković, Dimitrije Maletić, Nikola Veselinović, Mihailo Savić, Jovan Puzović, Ivan V. Aničin. The new set-up in the Belgrade low-level and Cosmic-ray laboratory. *Nuclear Technology and Radiation Protection Vol. XXVI, No. 3, 181-192 (2011)*

[4] (а) J. Puzović, A. Dragić, V. Udovičić, D. Joković, R. Banjanac, I. Aničin, Analysis of continuous cosmic ray measurements in Belgrade *Proceedings of 28th International Cosmic Ray Conference 1199-1202, Japan, (2003)*
(б) A. Dragić, R. Banjanac, V. Udovičić, D. Joković, J. Puzović, I. Aničin, Variations of CR-Muon Intensity in the Declining Phase of the 23rd Solar Cycle in Ground and Shallow Underground Data *Proceedings of 29th International Cosmic Ray Conference 101-104, Pune, India, (2005)*
(в) A. Dragić, R. Banjanac, V. Udovičić, D. Joković, I. Aničin, J. Puzović, Comparative Study of Power Spectra of Ground and Shallow Underground Muon Data *Proceedings of 19th European Cosmic Ray Symposium* (Published in International *Journal of Modern Physics A 29 (2005) 6953-6955), Florence, Italy, (2004)*
(г) A. Dragić, R. Banjanac, V. Udovičić, D. Joković, I. Aničin, J. Puzović, Diurnal and seasonal variations of CR-muon intensity in the declining phase of the 23rd solar cycle in ground and 25 m.w.e. underground data at 45oN *Proceedings of 20th European Cosmic Ray Symposium, Lisbon, Portugal, (2006),* http://www.lip.pt/events/2006/ecrs/proc/ecrs06-s2-76.pdf

[5] A. Dragić, D. Joković, R. Banjanac, V. Udovičić, B. Panić, J. Puzović, I. Aničin. Measurement of cosmic ray muon flux in the Belgrade ground level and

underground laboratories *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research A 591 (2008) 470-475*

[6] A. Dragić, R. Banjanac, V. Udovičić, D. Joković, J. Puzović, I. Aničin Periodic Variations of CR Muon Intensity in the Period 2002-2004. Proceedings of the 21st European Cosmic Ray Symposium, Košice, Slovakia (2008) 368-373.

[7] (a) N.Veselinović A. Dragić, M. Savić, D. Maletić, D. Joković, R. Banjanac, V. Udovičić. Utilization of a shallow underground laboratory for studies of the energy dependent CR solar modulation. *XXV European Cosmic Ray Symposium, Torino, Sept. 4-9 (2016)*
(б) M. Savic, A. Dragic, N. Veselinovic, V. Udovicic, R. Banjanac, D. Jokovic, D. Maletic. Effect of pressure and temperature corrections on muon flux variability at ground level and underground. *XXV European Cosmic Ray Symposium, Torino, Sept. 4-9 (2016)*

[8] (a) A Dragić, I Aničin, R Banjanac, V Udovičić, D Joković, D Maletić, M Savić, N Veselinović and J Puzović. Neutrons produced by muons at 25 mwe. *Proceedings of the 23rd European Cosmic Ray Symposium (and 32nd Russian Cosmic Ray Conference), Moscow, Russia, July 3 - 7, (2012), J. Phys.: Conf. Ser. 409 012054* doi:10.1088/1742-6596/409/1/012054.
(б) N. Veselinović, D. Maletić, D. Joković, R. Banjanac, V. Udovičić, M. Savić, J. Puzović, I.V. Aničin, A. Dragić. Some peculiarities of digital gamma-ray spectroscopy with germanium detectors. performed in presence of neutrons. *GAMMA-2 Scientific Workshop on Nuclear Fission Dynamics and the Emission of Prompt Neutrons and Gamma Rays, 24 – 26 September 2013, Sremski Karlovci, Serbia. Physics Procedia, 59, pp. 63-70 (2014)*

[9] Radomir Banjanac, Vladimir Udovičić, Dejan Joković, Dimitrije Maletić, Nikola Veselinović, Mihailo Savić, Aleksandar Dragić, Ivan Aničin. Background spectrum characteristics of tfe HPGe detector long-term measurements in the Belgrade low-background laborator.y*Proceedings of Third International Conference on Radiation and Dosimetry in various fields of Research, RAD2015, JUNE 8 – 12, 151-153 (2015)*

[10] R. Banjanac, A. Dragić, V. Udovičić, D. Joković, D. Maletić, N. Veselinović, M. Savić. Variations of Gamma-Ray Background in the Belgrade Shallow Underground Low-Level Laboratory. *Applied Radiation and Isotopes, 87 (2014) 70-72* http://dx.doi.org/10.1016/j.apradiso.2013.11.091

[11] R. Banjanac, D. Maletić, D. Joković, N. Veselinović, A. Dragić, V. Udovičić, I. Aničin. On The Omnipresent Background Gamma Radiation Of The Continuous Spectrum. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research A 745 (2014) pp. 7-11* http://dx.doi.org/10.1016/j.nima.2014.01.065

[12] D. R. Joković, A. Dragić, V. Udovičić, R. Banjanac, J. Puzović, I. Aničin. Monte Carlo simulations of the response of a plastic scintillator and an HPGe spectrometer in coincidence. *Applied Radiation and Isotopes 67 (2009) 719-722*

[13] (a) V. Udovičić, B. Grabež, A. Dragić, R. Banjanac, D. Joković, B. Panić, D. Joksimović, J. Puzović, I. Aničin. Radon problem in an underground low-level laboratory. *Radiation Measurements 44 (2009) 1009-1012*
(б) Udovičić V., Aničin I., Joković D., Dragić A., Banjanac R., Grabež B., Veselinović N. Radon Time-series Analysis in the Underground Low-level Laboratory in Belgrade, Serbia. *Radiation Protection Dosimetry 145 (2-3) (2011):155-158*

(в) V. Udovičić, J. Filipović, A. Dragić, R. Banjanac, D. Joković, D. Maletić, B. Grabež and N. Veselinović. Daily and Seasonal radon variability in the underground low-background laboratory in Belgrade, Serbia. *Radiation Protection Dosimetry 160 (1-3): pp. 62-64 (2014)*

[14] (а) Dimitrije M. MALETIĆ, Vladimir I. UDOVIČIĆ, Radomir M. BANJANAC, Dejan R. JOKOVIĆ, Aleksandar L. DRAGIĆ, Nikola B. VESELINOVIĆ, and Jelena Z. FILIPOVIĆ. Comparison of multivariate classification and regression methods for the indoor radon measurements. *Nuclear Technology and Radiation Protection Vol. XXIX, No. 1, 17-23 (2014)*

(б) D. M. Maletić, V. I. Udovičić, R. M. Banjanac, D. R. Joković, A. L. Dragić, N. B. Veselinović, J. Filipović. Correlative and Multivariate analysis of increased radon concentration in underground laboratory. *Radiation Protection Dosimetry, 162 (1-2): pp. 148-151 (2014) doi:10.1093/rpd/ncu248*

[15] Vladimir Udovicic, Dimitrije Maletic, Jelena Zivanovic, Aleksandar Dragic, Radomir Banjanac, Dejan Jokovic, Sofija Forkapic. Long-term indoor radon measurements in a family house – a case study in Serbia. *In: Book of Abstracts of 8th Conference of Protection against Radon at Home and at Work, 12 - 14 of September 2016, Prague, Czech Republic, Book of Abstracts, pp. 79*

[16] Udovičić V, Maletić D, Eremić Savković M, Pantelić G, Ujić P, Čeliković I, Forkapić S, Nikezić D, Marković V, Arsić V, Ilić J, Nilsson P. Preliminary results of the first national indoor radon survey in Serbia. *In: Book of Abstracts of 8th Conference of Protection against Radon at Home and at Work, September 12-14, 2016; Prague, Czech Republic.*

# LOW-BACKGROUND LABORATORY FOR NUCLEAR PHYSICS IN THE INSTITUTE OF PHYSICS -THE FIRST TWENTY YEARS OF EXISTENCE-

**Vladimir UDOVIČIĆ, Aleksandar DRAGIĆ, Radomir BANJANAC, Dejan JOKOVIĆ, Dimitrije MALETIĆ, Nikola VESELINOVIĆ, Mihailo SAVIĆ, David KNEŽEVIĆ**

*Institute of Physics, Belgrade, Serbia, banjanac@ipb.ac.rs*

***ABSTRACT***

*The most important scientific activities in the Low-background laboratory are described for the entire period of its existance. Over the period of twenty years, initial measurements of radon concentration, cosmic-rays intensity as well as gamma radiation background through metodological approach evolved into consistent continual monitoring. Statistically significant results obtained by long-term measurements, enriched by reliable simulation and analyzed using advanced analysis tools clearly identify our Lab.*

# MONTE KARLO SIMULACIJA FONA HPGE DETEKTORA OD RADIONUKLIDA, KOSMIČKOG I SKYSHINE ZRAČENJA

**Dimitrije MALETIĆ, Vladimir UDOVIČIĆ, Dejan JOKOVIĆ, Radomir BANJANAC, Aleksandar DRAGIĆ, Mihailo SAVIĆ, Nikola VESELINOVIĆ**
*Institut za fiziku, Univerzitet u Beogradu*

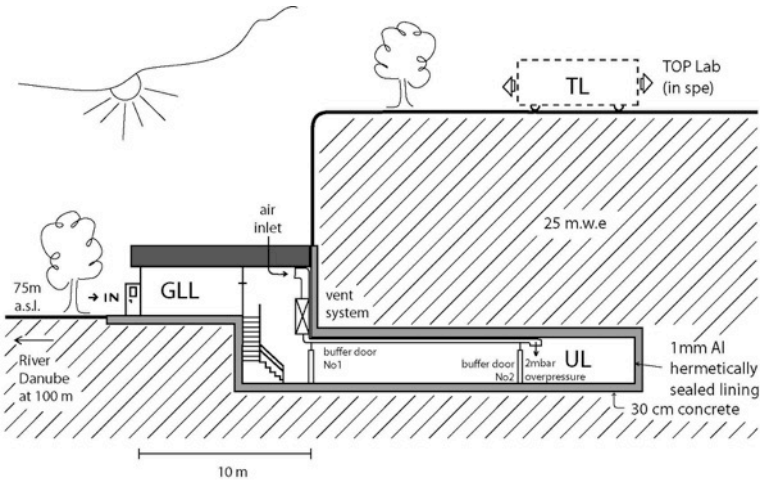
***SADRŽAJ***
*U Niskofonskoj laboratoriji za Nuklearnu fiziku, više godina se izučavaju osobine fona HPGe detektora. Izučavanje fona važno je za eksperimente sa malim brojem interesantnih dogadjaja ili retkih procesa u podzemnim laboratorijama. Izučavanja fona u Niskofonskoj laboratoriji započeta su izučavanjem fona zračenja od radionuklida, kao i fona od kosmičkog zračenja, koincidentnim tehnikama. Nedavno je izučavan i fon od skyshine zračenja. U ovom radu je predstavljena Monte Karlo simulacija fona HPGe detektora koji dolazi od pomenuta tri izvora zračenja. Rezultati simulacija kosmičkog zračenja odlično se slažu sa eksperimentalnim rezultatima, dok se za druge komponente mogu poboljšati. Postoji prednost simulacija koje daju razloženi fon na tri komponente, koja omogućava da se rezultati simulacija tri komponente fona za jednu laboratoriju mogu simulirati za druge podzemne ili nadzemne laboratorije menjanjem parametara u simulacionim programima. Fon se može simulirati za laboratorije koje mogu biti na različitoj geografskoj širini, nadmorskoj visini, sa različitim sastavom radionuklida u zemljištu i geometrijom laboratorije u kojoj se vrše merenja. Predstavljeni su nedostaci simulacija i da se rezultati mogu poboljšati radeći na detaljima u nekoliko faza simulacije.*

## 1. UVOD

U Niskofonskoj laboratoriji za Nuklearnu fiziku u Institutu za fiziku Beograd, vrše se merenja komponenata zračenja prirodnog fona [1]. Prvenstveno se vrše merenja gama zračenja HPGe detektorom sa i bez olovne zaštite, takodje se vrši kontinualno merenje mionske komponente kosmičkog zračenja korišćenjem plastičnih scintilatora površine od po jednog kvadratnog metra, i to i u nadzemnoj i podzemnoj laboratoriji, kao i merenje radona aktivnim i pasivnim metodama, prvenstveno u podzemnoj laboratoriji. Podzemna laboratorija se nalazi 12 metara pod zemljom, što se predstavlja kao da se merenja vrše ispod vodenog absorbera visine od 25 metara, slika 1. Ekvivalencija je dobijena poznavajući sastav zemljišta, odnosno lesa koji je karakterističan za područje Zemuna. Pored merenja, u ovom radu se koriste i Monte Karlo simulacije, koje služe za poredjenje simulacija sa eksperimentalnim rezultatima, ili služe za izučavanje pojedinih komponenata fona. Monte Karlo simulacioni program koji se koristi je programski paket Geant4 [2], razvijen za potrebe simulacije prolaska čestica kroz materiju, odnosno za simulaciju deponovane energije i odziva detektora. Geant4 programski paket je najrašireniji programski paket za Monte Karlo simulacije i razvija se u CERN-u, prvenstveno za potrebe eksperimenata iz Fizike elementarnih čestica. Za simulacije kosmičkog zračenja koristi se programski paket CORSIKA [3] razvijen za potrebe eksperimenata koji izučavaju mionsku i elektromagnetnu komponentu visokoenergetskih kaskada koje se dobijaju upadom visokoenergetskih čestica primarnog kosmičkog zračenja koje interaguje sa atmosferom Zemlje. Ovaj programski paket razvijen je za potrebe Kaskade

експеримента у Тehнолошком институту Karlsruhe, у Немачкој. За потребе коришћења оба ова програма за намену симулација одговора пластичних сцинтилатора и HPGe детектора, у Niskofonskoj laboratoriji је развијен посебан интерфејс програм који омогућује да се резултати CORSIKA симулација користе у Geant4 симулацијама детектора у Niskofonskoj laboratoriji. Детаљно изучавање природног фона употпуњено је и симулацијама skyshine зрачења. Skyshine гама зрачење до HPGe детектора долази не директном линијом од радионуклида из земљишта и грађевинског материјала, већ одбијањем и расејањем гама зрачења од атоме околног ваздуха, тј. атмосфере. У Niskofonskoj laboratoriji је изучавана мека компонента гама спектра којег добијамо мерењима HPGe детектором, и закључено је да она долази доминантно од skyshine зрачења, а мањи део од космичког зрачења [4]. Симулације skyshine зрачења су веома захтевне у погледу комјутерског времена за симулације, па је пожељно симулације радити на комјутерским кластерима.

Циљ овог рада је представљање експерименталних резултата фона HPGe детекора који долази од радионуклида, космичког зрачења и skyshine зрачења, поредјење са Monte Karlo симулацијама, и представљање начина комбиновања ове три компоненте фона за различита мерна места.




**Слика 1. Графички приказ пресека Niskofonske laboratorije za Nuklearnu fiziku**

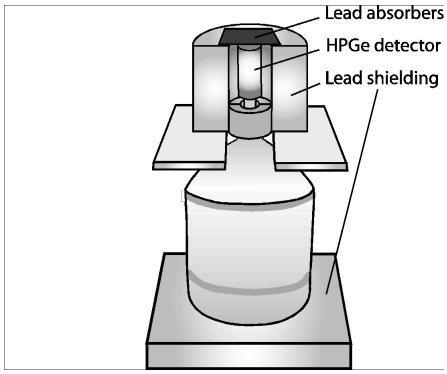
## 2. ЕКСПЕРИМЕНТАЛНА ПОСТАВКА

Експериментална поставка у подземној и надземној лабораторији је идентична и састоји се од HPGe детектора у оловној заштити, која је отворена на горе, или се као „крov“ стављају танки апсорбери, слика 2. Изнад HPGe детектора налази се пластични сцинтилатор, који користи као veto заштита ако је постављен у anti-koincidentnom modu, или издваја компоненту у HPGe детектору коју добијамо од космичког зрачења, ако је сцинтилатор постављен у koincidentnom modu, што је случај у овом раду. Прикупљање података се врши analogno-digitalnom konverter karticom, који записе сигнала оба детектора шаље на рачунар. Потом се (off-line) врши koincidiranje signala и obradjuju rezultati.

## 3. MONTE KARLO SIMULACIJE

Симулације почињу programskim paketom CORSIKA, задавањем компонената примарног космичког зрачења које упада на атмосферу Земље од 90% протона и 10%

alfa čestica. Ovo primarno kosmičko zračenje sudara se sa jezgrima atoma vazduha u atmosferi i produkuje sekundarno kosmičko zračenje, koje ima mionsku, elektromagnetnu i hadronsku komponentu koja se sastoji od protona, neutrona i rezultujućih jezgara koji brzo gube energiju u vazduhu. Kao parametri simulacija zadaje se nadmorska visina na kojoj se nalaze detektori u Niskofonskoj laboratoriji, kao i geografska dužina i širina laboratorije. Na ovaj način se za svako merno mesto zadaju različiti parametri i simulacija ima različite spektre za različita merna mesta (laboratorije). Potom se vrši ili simulacija Geant4 programskim paketom i to plastičnog scintilatora i HPGe detektora u olovnoj zaštiti ili simulira prolaz kosmičkog zračenja kroz 12 metara zemlje, pa onda simulira odgovor plastičnog scintilatora i HPGe detektora u podzemnoj laboratoriji.



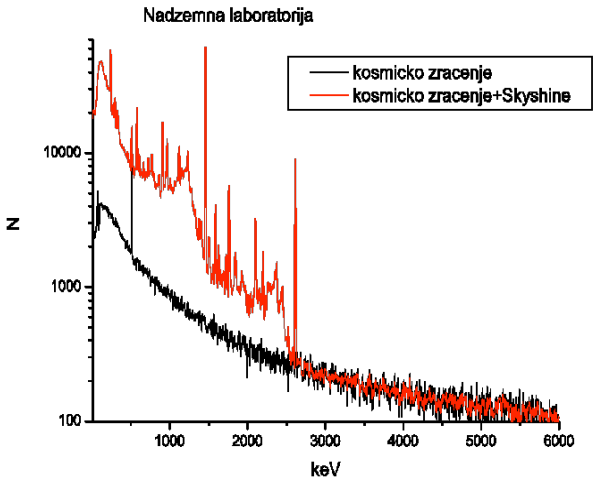

**Slika 2. Prikaz postavke HPGe detektora i olovne zaštite otvorene na gore, sa tankim apsorberom na vrhu**

Skyshine simulacije se vrše programskim paketom Geant4. Kao ulaz u simulaciju, koristi se pripremljeni set čestica sa pripadajućom energijom koji dolazi iz zemlje i okolnog materijala. Set čestica se priprema tako što se prvo iz snimljenog eksperimentalnog spektra HPGe detektora, uz poznavanje njegove krive efikasnosti, odredjuje odnos intenziteta linija radionuklida iz okoline. Potom ovi podaci služe za odredjivanje frekvencije pojavljivanja čestica zračenja od pojedinih radionuklida, što predstavlja ulaz u Geant4 simulaciju (generator primarnih čestica). Za nastavak simulacije, potrebno je definisati dimenzije i položaj zidova mernog mesta (laboratorije), kako bi se definisala zapremina vazduha i položaj zidova od kojih se zračenje radionuklida rasejava - što je i definicija skyshine zračenja. Simulirani spektar HPGe detektora od radionuklida sa uključenim skyshine zračenjem prikazan je na slici 3.

## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

Monte Karlo simulacioni spektar HPGe detektora u koincidenciji sa scintilacionim veto detektorom u nadzemnoj laboratoriji, koji je predstavljen u ovom radu, dobijen je u dva koraka. Prvi korak se sastoji u simulaciji primarnog kosmičkog zračenja programskim paketom CORSIKA do nadmorske visine laboratorije (sekundarno kosmičko zračenje). Drugi korak je simulacija interakcije sekundarnog kosmičkog zračenja sa HPGe detektorom, a koje ujedno prolazi i kroz veto detektor (koincidentni signal). Drugi korak se simulira korišćenjem Geant4 programskog paketa. Simulacioni spektar HPGe detektora u koincidenciji sa scintilacionim veto detektorom u nadzemnoj laboratoriji prikazan je na slici 3, (crna boja, spektar sa nižim odbrojem), a odlično se slaže sa eksperimental-

nim koincidentnim spektrom. Simulacioni spektar HPGe detektora koji sadrži doprinos od simulacije kosmičkog zračenja i simulacije skyshine zračenja prikazan je na slici 3 (crvena boja, spektar sa višim odbrojem).




**Slika 3. Simulacioni spektar HPGe detektora sa doprinosom kosmičkog zračenja i skyshine i samo doprinosom kosmičkog zračenja – nadzemna laboratorija**

Sličnost simulacionog i eksperimentalnog spektra u prikazanim prvim rezultatima nije zanemarljiva. Iako simulacioni spektar u značajnoj meri ne odgovara eksperimentalnom, traba istaći da postoji dosta mesta za unapredjenje i popravku simulacije. Prvi rezultati ohrabruju, i treba nastaviti sa detaljnijim simulacijama da bi se poboljšalo slaganje eksperimenta i simulacije.
Nedostaci prvih rezultata simulacija odgovora HPGe detektora na skyshine simulacije u velikoj meri dolaze od toga što je odnos intenziteta linija određen samo po maksimumu linija a ne integralu linija, potom nedostaci dolaze od toga što je kriva efikasnosti HPGe detektora dobijena simulacijama tačkastih izvora, zanemarujući da zračenje dolazi iz cele polu-sfere iznad detektora, slika 2. Potom nedostaci dolaze od toga što je geometrija laboratorijskih zidova i materijala bila veoma aproksimativna i pojednostavljena, kao i da su u cilju ubrzavanja simulacija, kako bi se dobio prvi rezultat, odabrani pojednostavljeni modeli niskoenergetskih interakcija u Geant4 programskom paketu.

## 4. ZAKLJUČAK

U ovom radu su prikazani prvi rezultati Monte Karlo simulacija odgovora HPGe detektora na upadno kosmičko zračenje, doprinos od radionuklida iz okoline i doprinos od skyshine zračenja. Rezultati simulacija kosmičkog zračenja dobro se slažu sa eksperimentalnim rezultatima. Prednost simulacija koje daju razloženi fon na tri komponente, omogućavaju da se rezultati simulacija neke od tri komponente fona za jednu laboratoriju mogu koristiti za druge podzemne ili nadzemne laboratorije. Na primer, ako je HPGe detektor sličan i nalazi se u sličnoj zaštiti ali drugoj laboratoriji može da se koristite postojeći rezultati simulacija na doprinos od radionuklida i skyshine zračenja, potom ako su laboratorije na sličnoj geografskoj širini i dužini i nadmorskoj visini može se koristiti ista simulacija doprinosa od kosmičkog zračenja. Delovi simulacija koji ne mogu da se koriste ponovo, simuliraju se koristeći iste simulacione

programime samo sa modifikovanim parametrima (nadmorska visina, geometrija laboratorije i dr.). Tako se fon koji dolazi od kosmičkog zračenja može simulirati za laboratorije koje mogu biti na različitoj geografskoj dužini i širini i nadmorskoj visini menjanjem parametara u simulaciji CORSIKA programskim paketom). Ako laboratorije imaju različit sastav radionuklida u zemljištu i različitu geometriju laboratorije u kojoj se vrše merenja, simulira se modifikovanjem postavki Geant4 programa za simulaciju HPGe detektora. U radu su predstavljeni nedostaci simulacija i načinkako se rezultati mogu poboljšati radeći na detaljima u nekoliko faza simulacije.

## 5. ZAHVALNICA

Ovaj rad je urađen uz pomoć Ministarstva prosvete, nauke i tehnološkog razvoja Republike Srbije unutar projekta osnovnog istraživanja pod oznakom OI171002.

## 6. LITERATURA

[1] Dragic Aleksandar, Udovicic Vladimir, Banjanac Radomir, Jokovic Dejan, Maletic Dimitrije, Veselinovic Nikola, Savic Mihailo, Puzovic Jovan, Anicin Ivan V. The New Set-Up in the Belgrade Low-Level and Cosmic-Ray Laboratory. *NTRP*, vol. 26, br. 3, 2011, 181-192.
[2] S. Agostinelli et al. Geant4 - a simulation toolkit. *NIMA*. 506, 2003, 250-303.
[3] D. Heck, J. Knapp, J.N. Capdevielle, G. Schatz, T. Thouw. CORSIKA: A Monte Carlo Code to Simulate Extensive Air Showers, *Forschungszentrum Karlsruhe Report, 6019*, 1998.
[4] Banjanac Radomir, Maletic Dimitrije, Jokovic Dejan, Veselinovic Nikola, Dragic Aleksandar, Udovicic Vladimir, Anicin Ivan. On the omnipresent background gamma radiation of the continuous spectrum*, NIMA*. 745, 2014, 7-11.

# MONTE KARLO SIMULATION OF HPGE DETECTOR BACKGROUND COMING FROM RADIONUCLIDS, COSMIC AND SKYSKINE RADIATION

**Dimitrije MALETIĆ, Vladimir UDOVIČIĆ, Dejan JOKOVIĆ, Radomir BANJANAC, Aleksandar DRAGIĆ, Mihailo SAVIĆ, Nikola VESELINOVIĆ**
*Institute of Physics,University of Belgrade*

***ABSTRACT***
*In the Low Background Laboratory for Nuclear Physics background radiation of the HPGe detector was researched. This research is important for experiments with small number of interesting events or rare processes studied in underground laboratories. The background radiation research started with research of background from radionuclides and Cosmic rays using coincidence techniques. Recently, the skyshine radiation was researched. In this paper the Monte Carlo simulation of HPGe background is presented. Results for cosmic ray simulations agree very good with the experimental results, and for others can be improved. The simulation for other ground and underground laboratories can be done, by changing longitude, latitude and elevation, composition of radionuclides in soil. The possible improvements of the simulations are discussed.*

# UTICAJ KALIBRACIJE EFIKASNOSTI NA ODREĐIVANJE KONCENTRACIJE $^{7}$BE I $^{210}$PB U VAZDUHU

**Milica RAJAČIĆ, Dragana TODOROVIĆ, Jelena KRNETA NIKOLIĆ, Ivana VUKANAC, Gordana PANTELIĆ, Nataša SARAP, Marija JANKOVIĆ**

*Univerzitet u Beogradu, Institut za nuklearne nauke "Vinča", Laboratorija za zaštitu od zračenja i zaštitu životne sredine, Beograd, Srbija, milica100@vinca.rs, beba@vinca.rs, jnikolic@vinca.rs, Vukanac@vinca.rs, pantelic@vinca.rs, natasas@vinca.rs, marijam@vinca.rs*

***SADRŽAJ***

*U ovom radu je prikazan pregled metoda kalibracije efikasnosti detektora za gamaspektromertijsko određivanje koncentracije 7Be (477,6 keV) i 210Pb (46 keV) u uzorcima vazduha u Laboratoriji za zaštitu odzračenja, Instituta "Vinča" u periodu od 1994. godine do danas. Za prvu procenu efikasnosti korišćeni su set tačkastih referentnih materijala (Coffret d'etalon ECGS-2, Sacle, Franse) i planšeta punjena aerosolnim prahom dobijenog za interkomparaciju u okviru projekta SEV, a od 2008. godine u upotrebi su laboratorijski referentni materijali u matriksu aerosolnog praha u geometriji fiole, pripremljeni sertifikovanim rastvorom radionuklida. Preračunavanjem vrednosti koncentracija 7Be i 210Pb dobijenih korišćenjem pojedinačnih metoda kalibracije, pokazan je njihov uticaj na rezultat merenja.*

## 1. UVOD

U Laboratoriji za zaštitu od zračenja i zaštitu životne sredine ("Zaštita"), Instituta "Vinča", gamaspektromertijska metoda je u upotrebi od 1994. godine i od tada do danas, u skladu sa geometrijom merenja i dostupnošću referentnih materijala, usklađivali su se i načini određivanja efikasnosti detektora.

O značaju kalibracije efikasnosti detektora na konačan rezultat merenja svedoče brojni radovi na tu temu [1, 2, 3]. U ovom radu biće prikazan pregled metoda kalibracije efikasnosti detektora za određivanje koncentracije radionuklida u uzorcima vazduha korišćenih u laboratoriji "Zaštita" od uvođenja gamaspektrometrijske metode. Sam postupak uzorkovanja i pripreme suštinski nije menjan i zasniva se na prikupljanju aerosolnih čestica iz vazduha na filter papirima pomoću pumpi za vazduh i njihovoj daljoj minerelizaciji na 380°C. Međutim, geomerija merenja uzorka i dostupnost referentnih materijala se vremenom menjala [4].

U početku su uzorci pakovani u planšete prečnika 23mm, dubine 3mm i fiksirani alkoholom. U skladu sa tim, prva procena efikasnosti (tabele 1 i 2, način broj 1, aktivnost 1) urađena je pomoću seta tačkastih referentnih radioaktivnih materijala $^{133}$Ba, $^{57,60}$Co i $^{137}$Cs, aktivnosti reda veličine $10^{3}$-$10^{4}$ Bq na dan 25.11.1977. god. (Coffret d'etalon ECGS -2, Sacle, Franse) i planšete punjene aerosolnim prahom dobijenog za interkomparaciju u okviru projekta SEV, koji je sadržao $^{137}$Cs, $^{54}$Mn, $^{65}$Zn, $^{57}$Co i $^{40}$K i čije su aktivnosti na dan 09.03.1988. god. bile u intervalu od (5-207) Bq [5].

Da bi se odredila efikasnost na energiji 477,6 keV ($^{7}$Be), snimljena je kalibraciona kriva efikasnosti za geometriju tačkastog izvora, i određena razlika efikasnosti na energijama 477,6 keV i 661 keV. Poznavajući efikasnost na energiji od 661 keV u geometriji plašete sa aerosolnim prahom kao matriksom, i pretpostavljajući da je nagib kalibracione krive seta tačkastih referentnih radioaktivnih materijala u intervalu energija od

477,6 keV do 661 keV isti, kao nagib kalibracione krive u geometriji planšete sa aerosolnim prahom, računskim putem se odredila efikasnost na energiji 477,6 keV u geometriji planšete [5].
Npr. efikasnost na energiji 477,6 keV i 661 keV u geometriji tačkastog referentnog radioaktivnog materijala, iznosi 3,45% i 2,90% respektivno. Razlika efikasnosti je 0,55%, a efikasnost na energiji 661 keV u geometriji planšete sa aerosolnim prahom kao matriksom, iznosi 2,08%. Na osnovu ranije izložene pretpostavke, efikasnost na energiji 477,6 keV u geometriji planšete bila bi 2,08% + 0,55% = 2.63%. Merna nesigurnost, na osnovu ovako određene energetske efikasnosti, procenjena je na 20%. [5]
U oblasti niskih energija pojavljuje se problem kalibracije detektora, posebno do 200 keV, zbog velikog nagiba kalibracione krive u oblasti niskih energija. Kalibracija detektora na energiji od 46 keV ($^{210}$Pb) urađena je snimanjem kalibracione krive efikasnosti referentniog radoaktivnog materijala oblika filter papira IAEA-083, radijusa 5,5 cm, na kome su bili nakapani $^{60}$Co, $^{90}$Sr, $^{133}$Ba, $^{137}$Cs i $^{210}$Pb, ukupne aktivnosti od 4425 Bq na dan 01.01.1986. godine. Efikasnost detektora na energiji od 46 keV, određena na ovaj način, iznosila je 13,3% [5].
Od 2008. godine, mineralizovani filter papiri se pakuju u fiole prečnika 30 mm i visine 70 mm. Jedan od glavnih razloga zašto se sa planšete prešlo na pakovanje u fiole je taj što fiola, zbog svoje visine i mogućnosti zatvaranja, eliminiše gubitak dela uzorka i potrebu za njegovim fiksiranjem. Da bi kalibraciona kriva što više odgovarala realnim uzorcima, izrađuju se sekundarni referentni radioaktivni materijali matriksa aerosolnog praha u geometriji fiole, dobijeni od primarnih referentnih radioaktivnih materijala oznaka 9031-OL-116/08 (korišćen u periodu 2008-2012) i 9031-OL-427/12 (period upotrebe 2012-danas) proizvedenih od strane češkog Instituta za metrologiju (the Czech Metrological Institute, Inspectorate for Ionizing Radiation). Oba rastvora primarnih referentnih materijala sadržala su: $^{210}$Pb, $^{241}$Am, $^{57,60}$Co, $^{137}$Cs, $^{113}$Sn, $^{139}$Ce, $^{85}$Sr, $^{109}$Cd, $^{88}$Y i $^{203}$Hg. Efikasnosti detektora na energijama 46 keV i 477,6 keV prikazane su u tabelama 1 i 2, respektivno, kao načini kalibrisanja broj 2 i 3, respektivno za periode 2008-2012. i 2012-danas.
Cilj rada je da se ispita da li je i u kolikoj meri postignuto poboljšanje u merenju radioaktivnosti vazduha modifikovanjem metoda kalibracije.

## 2. METODE

Na HPGe detektoru firme Canberra, efikasnosti 18%, u trajanju od 60.000 s, izmeren je uzorak aerosolnog praha, uzorkovanog pomoću sistema za uzorkovanje vazduha tokom aprila 2017. godine, na lokaciji Zlatibor. Sakupljeni filter papiri (Whatman 41, veličina pore 20-25 μm, relativne efikasnosti 82%), mineralizovani su na 380°C i spakovani u geometriju fiola. Obrada spektra izvršena je softverskim paketom GENIE 2000 i na osnovu izmerenih površina ispod spektralnih linija na odgovarajućim energijama detektovanih radionukida i uptrebom različitih vrednosti efikasnosti detektora (dobijenih na tri različita načina kalibracije), izračunate su tri različite koncentracije aktivnosti svakog od detektovanih radionuklida (Formula 1). Uticaj različitih prečnika geometrija pakovanja smanjen je na dva različita načina: 1) prepakivanjem uzorka u nekada korišćenu planšetu i njegovim ponovnim merenjem i 2) uključivanjem u proračun efikasnosti i transfer faktore za različite geomerije merenja, dobijene uptrebom softvera za transfer efikasnosti - EFFTRAN [2].

$$A = \frac{N}{E_{ff} * P_{\gamma} * t * V * 0{,}82} \quad [1]$$

gde su:
*A* - aktivnost radionuklida po $m^3$ vazduha ($Bq/m^3$),
*N* - površina ispod spektralne linije (imp),
*Eff* - efikasnost detektora na odgovarajućoj energiji (%),
$P_\gamma$ - verovatnoća emisije fotona na odgovarajućoj energiji (%),
*t* - vreme merenja (s),
*V* - merena zapremina vazduha ($m^3$),
*0,82* - efikasnost filter papira.

## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

Merenjem uzorka aerosolnog praha (zapremine 29132,03 $m^3$), spakovanog u geometriju fiole, detektovane su linije ne energijama 46 keV i 477,6 keV, koje odgovaraju emisionim energijama radionuklida $^{210}$Pb i $^{7}$Be, respektivno. Na ovim energijama, površine ispod spektralnih linija su iznosile 3775 imp za $^{210}$Pb i 19711 imp za $^{7}$Be. Rezultati određivanja koncentracije aktivnosti ($Bq/m^3$) svakog od detektovanih radionukida, na osnovu Formule 1 i vrednosti efikasnosti, dobijenih pomoću standarda korišćenih od 2008. godine do danas, prikazani su u tabelama 1 i 2 (načini br. 2 i 3, aktivnost 1).
Kada je mineralizovani aerosolni prah iz fiole prebačen u planšetu (uz gubitak od 0,89 %) i ponovo izmeren, na istom detektoru u istom vremenskom trajanju, nove površine ispod spektralnih linija iznosile su 3723 na 46 keV i 18911 na 477,6 keV. Izračunate aktivnosti radionuklida koje bi bile dobjene u periodu od 1994. do 2008. godine prikazane su u tabelama 1 i 2 (način br. 1, aktivnost 1).
Takođe, transfer faktori prelaska sa geometrije fiole na geometriju planšete, dobijenih pomoću simulacionog softvera EFFTRAN, na osnovu njih su izračunate vrednosti površina ispod spektralnih linija koje bi bile dobijene da se uzorak koji je meren u fioli nalazio u planšeti prikazani su u tabelama 1 i 2 (način br. 1, transfer faktori određeni EFFTRAN-om). Procenjene aktivnosti detektovanih radionuklida, koje bi bile dobijene u periodu do 2008. godine, primenom ovih transfer faktora i Formula 1 i 2, prikazane su u tabelama 1 i 2 (način br. 1, aktivnost 2). Prednost ovog postupka procene aktivnosti je isključenje prebacivanja uzorka iz jedne u drugu geometriju merenja (izbegava se i gubitak dela uzorka), kao i ponovno merenje.

$$N_{planšeta} = N_{fiola} * \frac{\left(\frac{V_{planšeta}}{V_{fiola}}\right)}{T_f} \quad [2]$$

U svim slučajevima, aktivnost $^{7}$Be je, preko jednačine radioaktivnog raspada (Formula 3), izračunata na sredinu meseca uzorkovanja (15. april 2017. godine).

$$A_0 = A * \exp\left(ln2 * \frac{\Delta t}{53{,}29\ dana}\right) \quad [3]$$

**Tabela 1. Efikasnosti detektora i odgovarajuće aktivnosti na energiji od 46 keV**

| $^{210}$Pb (46 keV, $P_\gamma$ = 4,252%) | | | |
|---|---|---|---|
| **Način kalibisanja** | 1 | 2 | 3 |
| **Period** | 1994 - 2008 | 2008 - 2012 | 2012 - 2017 |
| **Originalna vrednost Eff (%)** | 13,3 | 13,62 | 13,12 |
| **Aktivnost 1 (mBq/m$^3$)** | **0,475** | **0,466** | **0,484** |
| **Transfer faktor** | 1,023 | 1 | 1 |
| **Aktivnost 2* (mBq/m$^3$)** | **0,467** | 0,466 | 0,484 |

** odbroj ispod površine spektralne linije određen je pomoću EFFTRAN-a*

**Tabela 2. Efikasnosti detektora i odgovarajuće aktivnosti na energiji od 477,6 keV**

| $^{7}$Be (477,6 keV, $P_\gamma$ = 10,39%) | | | |
|---|---|---|---|
| **Način kalibisanja** | 1 | 2 | 3 |
| **Period** | 1994 - 2008 | 2008 - 2012 | 2012 - 2017 |
| **Originalna vrednost Eff (%)** | 2,6 | 3,003 | 3,090 |
| **Aktivnost 1 (mBq/m$^3$)** | **7,97** | **6,77** | **6,58** |
| **Transfer faktor** | 0,9454 | 1 | 1 |
| **Aktivnost 2* (mBq/m$^3$)** | **8,71** | 6,77 | 6,58 |

** odbroj ispod površine spektralne linije određen je pomoću EFFTRAN-a*

Dobijeni rezultati pokazuju da se vrednosti određivanja aktivnosti $^{210}$Pb na načine koji su se menjali od peroda uvođenja gamaspektrometrije u laboratoriju "Zaštita" do danas, ne razlikuju više od 2%. Takođe, i relativna greška aktivnosti procenjene simulacionim softverom u odosu na vrednost dobijenu merenjem uzorka u planšeti, iznosi manje od 2%.

Kod određivanja aktivnosti $^{7}$Be do 2008. godine, dobijeneo je znatno veće relativno odstupanje od rezultata dobijanih u narednim periodima (~ 20%). Međutim, i sama procena merne nesigurnosti u tom periodu se procenjivala na 20% [5], dok su sadašnje procene manje od 10%. Interval izmerenih koncentracija aktivnosti $^{7}$Be za period do 2008. godine iznosi (6,38 - 9,56), dok je sadašnja procena koncentracije aktivnosti $^{7}$Be u istom uzorku (6,12 - 7,04). Uočava se da između ova dva intervala postoji presek, što nam govori da, sa nešto većom mernom nesigurnošću, i tadašnji rezultati odgovaraju vrednostima koje bi bile dobijene na osnovu trenutnih metoda procene efikasnosti detektora.

Такође, и када је у питању симулациono одређивање некадашње ефикасности на енергији 477,6 keV, резултати се разликују више него на енергији 46 keV. У овом случају, релативна разлика између процењене и измерене вредности у планшеti, износила је 8,5%.
Најдрастичнија разлика добијена је између релативних грешака симулациono добијених вредности за геометрију планшете и вредности добијених мерењем у геометрији фиоле. На енергији од 46 keV, ова разлика је износила 3,6%, док је на 477,6 keV прелазила 24%.

## 4. ZAKLJUČAK

Na osnovu ovog ispitivanja, može se reći da je poređenje rezultata merenja koncentracije aktivnosti $^{210}$Pb iz perioda 1994-2008. godine sa rezultatima iz kasnijih perioda, relevantno, jer se rezultati dobijeni upotrebom efikasnost detektora na 46 keV određenih u tim periodima ne razlikuju više od 2%, a to je manje od procene današnje merne nesigurnosti, koja iznosi ~ 8%.
Razlike u određivanju efikasnosti na 477,6 keV unose odstupanje u rezultatu merenja koncentracije aktivnosti $^{7}$Be od blizu 20%. Međutim, procenjena merna nesigurnost u periodu 1994-2008. godine iznosila je 20% i u okviru tog opsega, tadašnji rezultati ulaze u sadašnji interval merne nesigurnosti koji se procenjuje na 10%.
Takođe, ukoliko se uporede simulirane vrednosti, sa vrednostima dobijenim u periodu 1994-2008. godine, kao i sa vrednostima izmerenim na osnovu sadašnje procene efikasnosti detektora, uočavaju se manja relativna odstupanja na energiji od 46 keV (2% i 3,6%, respektivno) nego što je to slučaj na energiji od 477,6 keV (8,5% i 24%, respektivno). Može se reći da u okvirima sadašnje procene merne nesigurnosti na energiji koja odgovara emisiji $^{7}$Be (~ 10%), transfer efikasnosti softverom EFFTRAN daje dobre rezultate, međutim, sama razlika u prelasku sa geometrije merenja fiole na planšetu unosi razliku koja prelazi 20% koliko iznosi odstupanje od stvarno izmerenih vrednosti u ovim geometrijama merenja.

## 5. ZAHVALNICA

Ovaj rad je finansijski podržan od strane Ministarstva za prosvetu, nauku i tehnološki razvoj Republike Srbije, u okviru projekta broj III43009.

## 6. LITERATURA

[1] Jelena Krneta Nikolić, Milica Rajačić, Dragana Todorović, Marija Janković, Nataša Sarap, Gordana Pantelić, CALIBRATION OF HPGE DETECTORS FOR ENVIRONMENTAL SAMPLES USING GEANT4 SIMULATION, The Third International Conference on Radiation and Dosymetry in Various Fields of Research, Proceedings, Izdavač: University of Niš, Faculty of Electronic Engineering, Editor Prof. Dr Goran Ristić, Proceedings, ISBN 978-86-80300-01-6, link: www.rad2015.elfak.rs, 08-12 Jun, 2015, Budva, Montenegro, p.291-294.

[2] J. D. Nikolic, T. Vidmar, D. Jokovic, M. Rajacic, D. Todorovic, Calculation of HPGe efficiency for environmental samples: comparison of EFFTRAN and GEANT4 Nuclear Instruments and Methods in Physics Research A 763 (2014) 347–353

[3] Ivan Petrović, Milica Rajačić, Nataša Sarap, Dragana Todorović, Marija Janković, Jelena Krneta Nikolić, Gordana Pantelić; Uticaj načina pripreme, dužine merenja i kalibracije detektora na određivanje specifične aktivnosti radionuklida u uzorcima

mineralnih đubriva; XXVIII Simpozijum DZZ SCG, Zbornik radova, 30.09-02.10.2015, Vršac, Ed. G. Pantelić, ISBN 978-86-7306-135-1, pp. 470-474

[4] Rajačić M.M.[1], Todorović D.J.[1], Krneta Nikolić J.D.[1], Janković M.M.[1], Djurdjević V.S.[2]; The Fourier analysis applied to the relationship between $^{7}$Be activity in the Serbian atmosphere and meteorological parameters; Environmental Pollution (2016), DOI:10.1016/j.envpol.2016.06.068

[5] Dragana Todorović, Doktorska disertacija "Distribucija prirodnih ($^{7}$Be,$^{210}$Pb) i proizvedenih ($^{137}$Cs) radionuklida u prizemnom sloju atmosfere i slobodno nataloženoj prašini u području grada Beograda od 1985-1998. god.", Univerzitet u Beogradu, Fizički fakultet (2000)

# INFLUENCE OF EFFICIENCY CALIBRATION ON DETERMINATION OF $^{7}$BE AND $^{210}$PB CONCENTRATION IN AIR

**Milica RAJAČIĆ, Dragana TODOROVIĆ, Jelena KRNETA NIKOLIĆ, Ivana VUKANAC, Gordana PANTELIĆ, Nataša SARAP, Marija JANKOVIĆ**

*University of Belgrade, Institute of Nuclear Sciences "Vinča", Radiation and Environmental Protection Department, 11000 Belgrade, Serbia, milica100@vinca.rs, beba@vinca.rs, jnikolic@vinca.rs, vukanac@vinca.rs, pantelic@vinca.rs, natasas@vinca.rs, marijam@vinca.rs*

***ABSTRACT***

*This paper presents a review of efficiency calibration methods for gamma spectrometry detectors used in determination of $^{7}$Be (477,6 keV) and $^{210}$Pb (46 keV) concentration in air samples, conducted in Radiation and Environment Protection Laboratory, Institute "Vinča", in the period from year 1994. up to date. The first efficiency estimate was performed using a set of point sources (Coffret d'etalon ECGS-2, Sacle, Franse), then a planchette, filled with aerosol dust obtained for the Proficiency test conducted within the framework of SEV project, while since year 2008. the laboratory reference materials are in use - the aerosol dust matrix placed in the vial, prepared by spiking with the certified radioactive solution. By comparing the values for $^{7}$Be and $^{210}$Pb concentrations obtained using each of the mentioned calibration methods, the influence of the calibration method on the measurement results was shown.*

# UTICAJ USITNJENOSTI UZORKA I GEOMETRIJE MERENJA NA REZULTATE ISPITIVANJA SADRŽAJA RADIONUKLIDA U UZORKU GRANITA

**Vesna ARSIĆ[1], Jovana ILIĆ[1], Suzana BOGOJEVIĆ[1], Irena TANASKOVIĆ[1] i Tatjana MARKOVIĆ[2]**

*1) Institut za medicinu rada Srbije „Dr Dragomir Karajović“, Deligradska 29, 11000 Beograd, Srbija, vesna.arsic@institutkarajovic.rs*

*2) Vojnotehnički institut, Ratka Resanovića 1,11000 Beograd, Srbija*

***SADRŽAJ***

*U radu je prikazano poređenje rezultata ispitivanja sadržaja radionuklida u uzorcima građevinskog materijala merenjem istog uzorka koji je pripremljen za merenje na četiri načina. Najpre je izvršeno poređenje rezultata ispitivanja uzorka koji je grubo usitnjen (ručno razbijanje i usitnjavanje), sa rezultatima fino usitnjenog granita (mašinskim mlevenjem u drobilici). Fino usitnjen granit je, potom, raspoređen u tri posude različite veličine i geometrije: Marineli posuda zapremine 1 l, Marineli posuda zapremine 0,5 l i cilindrična plastična posuda zapremine 0,2 l, sa ciljem da se proveri minimalna količina uzorka neophodna za dobijanje prihvatljivih rezultata ispitivanja.*

## 1. UVOD

Građevinski materijali prirodnog porekla imaju visok sadržaj radionuklida iz serija $^{238}U$, $^{235}U$ i $^{232}Th$ i njihovih potomaka, takođe, visok sadržaj $^{40}K$, a mogu sadržati i radionuklide veštačkog porekla. Zbog toga su granit i drugi tipovi prirodnih građevinskih materijala, značajan faktor povećanja interne i eksterne izloženosti jonizujućem zračenju. S druge strane, ispitivanje radioaktivnosti građevinskog materijala, poslednjih godina, izaziva pažnju javnosti i zbog brojnih kontraverzi vezanih za problem usklađivanja rezultata ispitivanja sa zakonskom regulativom [1]. O predlogu za izmenu postojećeg pravilnika još uvek se diskutuje, a u ovom radu će biti prezentovana neka razmatranja sa aspekta samog izvođenja merenja uzoraka granita. Uvek je korisno ispitati mogućnost uzimanja manje količine uzorka za analizu i time olakšavanja, pa i pojeftinjenja, postupka pripreme. Činjenica je da je za gamaspektrometrijsko merenje veoma važna homogenizacija uzorka. Granit u laboratoriju obično stiže u obliku komada i njegova priprema za merenje nije jednostavna. Mašinsko usitnjavanje, odnosno mlevenje, zahteva upotrebu specijalnih drobilica, koje Laboratorija za ispitivanje radioaktivnosti Instituta za medicinu rada Srbije „Dr Dragomir Karajović“ ne poseduje. Cilj ovog rada je bio da se proceni da li stepen usitnjenosti ove vrste uzoraka ima uticaja na rezultate ispitivanja i ukoliko je odgovor potvrdan, kolika je minimalna količina uzorka koja može dati zadovoljavajuće rezultate ispitivanja.

## 2. MATERIJAL I METODE

Ispitivan je uzorak granita Balmoral Rosso, karakteristične crvene boje. U laboratoriju je stigao veći komad ovog granita, od koga su pripremljena 4 uzorka, čije su karakteristike prikazane u tabeli 1. Najpre je komad granita ručno razbijen na sitnije komade i od njega je jedan deo odvojen i presut u Marineli posudu zapremine 1 l. Preostali granit

je mašinski usitnjen (samleven) i od njega su napravljena još tri uzorka koja su spakovana u tri posude: Marineli posuda od polietilena, zapremine 1 l, Marineli posuda zapremine 0,5 l i cilindrična posuda zapremine 0,2 l. Usitnjavanje je izvršeno drobilicom za kamen i mermer firme Condux-Werk (Hanau), Typ LV 15 M, u Vojnotehničkom institutu, na granulaciju do 0,8 mm. Uzorci su obeleženi, posude su zatvorene i dodatno obezbeđene pomoću izolir trake. Period odležavanja uzoraka u zatvorenim posudama pre merenja na HPGe detektoru, radi dostizanja sekularne radioaktivne ravnoteže između $^{226}$Ra i njegovih potomaka, iznosio je četiri nedelje.

**Tabela 1. Pregled spremljenih uzoraka granita Balmoral Rosso i mase referentnih materijala korišćenih za kalibraciju efikasnosti**

| Br uzorka | Posuda | Način usitnjavanja | Masa uzorka (g) | Masa standarda (g) | Vreme merenja (s) |
|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Marineli, zapremine 1 l | Grubo, manuelno | 1300 | 1221 | 10 000 |
| 2 | Marineli, zapremine 1 l | Fino, mašinski | 1350 | 1221 | 10 000 |
| 3 | Marineli, zapremine 0,5 l | Fino, mašinski | 500 | 443,25 | 10 000 |
| 4 | Cilindrična posuda, zapremine 0,2 l | Fino, mašinski | 300 | 200 | 10 000 |

Gamaspektrometrijsko ispitivanje građevinskog materijala izvodi se po standardizovanoj metodi prema „Technical Report Series No.295“ [2]. Ovom metodom je određena koncentracija prirodnih i veštačkih radionuklida, koji emituju gama zračenje u energetskom opsegu od 60 keV do 2 MeV. U radu su prikazani rezultati za radionuklide koji su predmet usklađivanja sa zakonskom regulativom: $^{226}$Ra, $^{232}$Th i $^{40}$K.
Uzorci su mereni na poluprovodničkom HPGe detektoru proizvođača ORTEC, relativne efikasnosti 25% i rezolucije 1,95 keV na liniji $^{60}$Co od 1332,5 keV. Za obradu spektara korišćen je softver GammaVision 32. Energetska kalibracija detektora i kalibracija efikasnosti je izvršena sertifikovanim referentnim materijalima:

- za Marineli geometriju zapremine 1 l korištena je mešavina radionuklida, homogeno raspoređena u istoj geometriji, mase 1221 g (gustine 1,22 g/cm$^3$) Češkog metrološkog instituta Cert.No. 931-OL-095/01.
- za Marineli geometriju zapremine 0,5 l korištena je mešavina radionuklida, homogeno raspoređena u posudi zapremine 0,45 l, mase 443,25 g (gustine 0.985 g/cm$^3$, matriks) Češkog metrološkog instituta Cert.No. 931-OL-422/12.
- za geometriju cilindrične posude zapremine 0,2 l korišten je sertifikovani referentni materijal - smeša radionuklida Amersham Cert.No. QCY48 (gustine 1 g/cm$^3$, matriks voda). Navedena geometrija ispunjena je destilovanom vodom do visine 3,1cm. Standard za kalibraciju dobijen je dodavanjem 1 ml radnog rastvora QCY48 u 2M rastvor HCl. Detalji pripreme su opisani u referenci [4]. Ukupna masa standarda je 5,3331g, a masa kalibracionog rastvora 200 g.

## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

Za proveru tačnosti korišteni su rezultati ispitivanja radiaktivnosti za ovaj tip granita (Balmoral Rosso) uzeti iz litereature [4, 5]. Literaturni podaci prikazani su u tabeli 2. Radi poređenja, uključeni su i višegodišnji rezultati Laboratorije za ispitivanje radioaktivnosti koji se odnose na granit Balmoral Rosso, uzeti iz baze podataka, prikazani kao srednja vrednost sa standardnom devijacijom. Svi ovi uzorci su pripremani ručnim usitnjavanjem. Ova dva izvora podataka se međusobno dobro slažu, a takođe su unutar opsega vrednosti za prirodne stene datih u [4]. Barmoral Rosso spada u red prirodnih građevinskih materijala sa visokom koncentracijom aktivnosti $^{226}$Ra, $^{232}$Th i $^{40}$K koje su u vrhu tipičnih vrednosti prikazanih u tabeli 2 i pogodan je da bude kontrolni uzorak laboratorije.

**Tabela 2. Sadržaj radionuklida u uzorku granita Barmoral Rosso iz literature**

| **Vrsta granita** | **Poreklo** | **Aktivnost (Bq/kg)** | | | **Referenca** |
|---|---|---|---|---|---|
| | | $^{226}$Ra | $^{232}$Th | $^{40}$K | |
| Barmoral Rosso | Finska | 180 ± 29 | 362 ± 46 | 1698 ± 162 | Baza IMRS |
| | | 170 ± 1 | 354 ± 3 | 1592 ± 39 | Pavlidou et al. [4] |
| **Tipične i maksimalne vrednosti koncentracija radionuklida u prirodnim stenama** | | | | | |
| Prirodne stene | Tipične vrednosti | 60 | 60 | 640 | Radiation protection 112 |
| | Maksimalne | 500 | 310 | 4000 | |

Rezultati merenja grubo usitnjenog uzorka 1 prikazani su u tabeli 3. U istoj tabeli prikazano je relativno odstupanje od literaturnih podataka za ovu vrstu granita (vrednosti iz reference [4] postavljene su kao tačne vrednosti). Odstupanja su za sva tri ispitivana radionuklida ispod 10% (osim za K-40) od ciljane vrednosti, što potvrđuje tačnost dobijenih rezultata ispitivanja (stabilnost mernog sistema i valjanost korišćene kalibracije efikasnosti).

**Tabela 3. Sadržaj radionuklida u granitu koji je grubo usitnjen (uzorak br 1), meren u posudi Marineli geometije zapremine 1 l i relativno odstupanje u odnosu na literaturne podatke**

| **Radionuklid** | **Srednja vrednost aktivnosti (Bq/kg)** | **Relativno odstupanje u odnosu na rezultate** | |
|---|---|---|---|
| | | **Baza IMRS** | **Referenca [4]** |
| $^{226}$Ra | 163,6 ± 3,5 | 9,1% | 3,8% |
| $^{232}$Th | 357,8 ± 5,9 | 1,2% | 1,1% |
| $^{40}$K | 1458 ± 37 | 14,1% | 8,4% |

U tabeli 4 dat je prikaz rezultata ispitivanja za svaki od načina pripreme, odnosno, za sva četiri izmerena uzorka. Uzorci su mereni više puta (od 2 do 6 puta), a rezultat je prikazan kao srednja vrednost tih merenja sa mernom nesigurnošću srednje vrednosti, koja je računata po formuli:

$$\sigma_A = \sqrt{\frac{1}{\sum \frac{1}{\sigma_i^2}}}$$

**Tabela 4. Rezultati ispitivanja uzorka granita Balmoral Rosso merenog u razlicitim posudama, sa različitim nivoom usitnjenosti**

| Broj uzorka | Posuda, usitnjenost | $^{226}$Ra | $^{232}$Th | $^{40}$K |
|---|---|---|---|---|
| 1 | Marineli zapremine 1 l, krupno usitnjen | 163,6 ± 2,4 | 357,8 ± 3,3 | 1458 ± 21 |
| 2 | Marineli zapremine 1 l, mleven | 167,3 ± 2,9 | 380,3 ± 0,9 | 1609 ± 35 |
| 3 | Marineli zapremine 0,5 l, mleven | 155,7 ± 6,5 | 377,0 ± 6,7 | 1577 ± 23 |
| 4 | Cilindrična posuda zapremine 200 ml, mleven | 123,0 ± 3,2 | 316,2 ± 4,2 | 1311 ± 91 |

Najpre je izvršeno poređenje rezultata između krupno i fino usitnjenog građevinskog materijala i njihovo međusobno relativno odstupanje je prikazano u tabeli 5. Ovi rezultati se vrlo dobro slažu, odstupanja su između 1 i 5%.

**Tabela 5. Relativno međusobno odstupanje rezultata ispitivanja dobijenih merenjem u posudi Marineli 1 l, za različito pripremljene uzorke**

| Relativno odstupanje | |
|---|---|
| **Radionuklid** | **Marineli 1 l, grubo usitnjen i Marineli 1 l, mleven** |
| $^{226}$Ra | 1% |
| $^{232}$Th | 3% |
| $^{40}$K | 5% |

U tabeli 6, prikazana su relativna odstupanja između rezultata ispitivanja dobijenih merenjem u posudama različite zapremine i geometrije. Marineli posuda zapremine 1 l i Marineli posuda zapremine 0,5 l pokazuju vrlo dobro slaganje rezultata ispitivanja. Maksimalno odstupanje dobijeno je za koncentraciju aktivnosti $^{226}$Ra i iznosi 3.6%. Za preostala dva relevantna radionuklida odstupanje je ispod 1%, odnosno iznosi 0.4% za $^{232}$Th i 1% za $^{40}$K.

Rezultati merenja u cilindričnoj posudi zapremine 0,2 l, značajno odstupaju od rezultata koji su uzeti kao tačni [4], pa i od rezultata dobijenih merenjem u Marineli posudi zapremine 1 l i Marineli posudi zapremine 0,5 l. Odstupanja su od 9% (za $^{232}$Th) do 15% (za $^{226}$Ra). Iako je bilo za očekivati da će ova geometrija merenja dati slabiji rezultat zbog velike razlike u masi standarda i uzorka (33%), odstupanja su toliko značajna da zahtevaju korekciju kalibracije efikasnosti detektora. Fino samleven granit može se spakovati u cilindričnu posudu zapremine 0,2 l, ali se merenjem na opisani način ne može obezbediti poverenje u dobijene rezultate ispitivanja [6].

**Tabela 6. Relativna međusobna odstupanja rezultata ispitivanja dobijenih merenjem u posudama različite geometrije**

| Relativno odstupanje | | | |
|---|---|---|---|
| **Radionuklid** | **Marineli 1 l i Marineli 0,5 l** | **Cilindrična 200 ml i Marinili 1 l** | **Cilindrična 200 ml i Marinili 0,5 l** |
| $^{226}$Ra | 3,6% | 15% | 12% |
| $^{232}$Th | 0,4% | 9% | 9% |
| $^{40}$K | 1,0% | 10% | 9% |

## 4. ZAKLJUČAK

Merenja uzorka granita su pokazala da stepen usitnjenosti ne utiče značajno na rezultat ispitivanja. Krupno usitnjen građevinski materijal je dovoljno dobro homogenizovan i daje zadovoljavajuće rezultate ispitivanja u Marineli posudi zapremine 1 l. Pokazano je da nije neophodno dodatno usitnjavanje i homogenizacija. Na tačnost rezultata mnogo više utiču geometrija merenja i kalibracija efikasnosti detektora za izabrani matriks. Zbog najveće razlike u masi uzorka i masi referentnog materijala, kalibracija efikasnosti detektora za građevinski materijal u cilindričnoj posudi zapremine 0,2 l nije adekvatna i rezultati su neprihvatljivi. Do nove kalibracije (korišćenjem referentnog materijala odgovarajućeg matriksa i mase ili učešćem u međulaboratorijskom poređenju) ili korekcije postojeće, cilindričnu posudu zapremine 0,2 l ne treba koristiti za merenje građevinskog materijala.

## 5. LITERATURA

[1] Pravilnik o granicama sadržaja radionuklida u vodi za piće, životnim namirnicama, stočnoj hrani, lekovima, predmetima opšte upotrebe, građevinskom materijalu i drugoj robi koja se stavlja u promet; Sl. gl. RS 86/11 и 97/13, od 18.11.2011. i 6.11.2013.

[2] Technical Report Series No.295, IAEA, Vienna, 1989.

[3] M. Eeremić-Savković, V. Vuletić, Lj.Javorina, I. Tanasković, G. Pantelić. Kalibracija efikasnosti germanijumskih detektora za potrebe merenja uzoraka iz životne sredine. Zbornik radova XXVII simpozijuma društva za zaštitu od zračenja Srbije i Crne Gore; oktobar 2013, Vrnjačka Banja, Srbija, 422-425.

[4] S. Pavlidou, A. Koroneos, C. Papastefanou, G. Christofides, S. Stoulos, M.Vavelides. Title of the article. *Bulletin of the Geological Societz of Greece, vol XXXVI* 2004, 113–120.

[5] European Commission (1999) Radiological protection principles concerning the natural radioactivity of building materials. Radiation Protection 112. EC, Luxembourg

[6] SRPS ISO/IEC 17025 Opšti zahtevi za kompetentnost laboratorija za ispitivanje i laboratorija za etaloniranje, 2006.

# INFLUENCE OF SAMPLE FRAGMENTATION AND MEASUREMENTS GEOMETRY ON DETERMINATION OF SPECIFIC ACTIVITY OF RADIONUCLIDES IN SAMPLE OF GRANITE

**Vesna ARSIĆ[1], Jovana ILIĆ[1], Suzana BOGOJEVIĆ[1], Irena TANASKOVIĆ[1] i Tatjana MARKOVIĆ[2]**

*1) Institut za medicinu rada Srbije „Dr Dragomir Karajović“, Deligradska 29, 11000 Beograd, Srbija, vesna.arsic@institutkarajovic.rs*

*2) Military Tehnical Institute, Ratka Resanovića 1,11000 Beograd, Srbija*

***ABSTRACT***

*Laboratory for the radioactivity measurement performed analysis of the content of the radionuclides in the sample of the building material – Granite Balmoral Rosso. The sample (control), was measured in three different size containers (in order to verify the possibility of using a small amount of the sample if the test results are acceptable). In this paper, comparison of examination results obtained from the sample which is roughly triturated (manual technique of breaking) and finely grounded (grinding in mill), was demonstrated.*

# UTICAJ METODE PRIPREME UZORAKA NA MERENjE NISKIH KONCENTRACIJA RADIOCEZIJUMA U VODI – PREGLED REZULTATA INTERKOMPARACIJE

**Jelena KRNETA NIKOLIĆ, Milica RAJAČIĆ, Dragana TODOROVIĆ, Marija JANKOVIĆ, Nataša SARAP, Gordana PANTELIĆ**

*Univerzitet u Beogradu, Institut za nuklearne nauke "Vinča", Laboratorija za zaštitu od zračenja i zaštitu životne sredine, 11001 Beograd, Srbija, jnikolic@vinca.rs*

***SADRŽAJ***

*U februaru 2017. godine, u Beču je održan radionica pod imenom Data Evaluation Workshop on Determination of Low Activity Radio-Caesium in Freshwater, kao deo projekta RER/7/008 - Strengthening Capabilities for Radionuclide Measurement in the Environment and Enhancing Quality Assurance/Quality Control System for Environmental Monitoring. Ukupno 31 laboratorija iz 29 zemalja Evrope i Japana, uzela je učešća u ovoj radionici. Pre početka radionice, laboratorije učesnice su dobile uzorke površinske vode iz Japana i Dunava, kao i QA/QC uzorak vode poznate aktivnosti, za interkomparaciju. Zadatak je bio određivanje veoma niske koncentracije $^{134}Cs$ i $^{137}Cs$ u ovim uzorcima, uz korišćenje različitih metoda pripreme – prekoncentracije uzoraka. Laboratorije učesnice su u pripremi koristile uparavanje do suvog ostatka ili definisane zapremine, hemijsko obogaćivanje ili jon – izmenjivačke metode, sa ciljem da se concentriše sadržaja radiocezijuma u uzorcima. Iako su ispitivani radionuklidi bili prisutni u koncentracijama reda veličine $10^{-2}$ Bq/kg, rezultati laboratorija učesnica su bili u velikoj većini prihvaćeni. Ipak, identifikovani su neki problem vezani za prinos metode u hemijskom obogaćivanju i gubitke prilikom uparavanja.*

*U ovom radu biće predstavljen pregled rezultata ove interkomparacije i analiziran uticaj metode pripreme uzoraka na dobijene rezultate.*

## 1. UVOD

Interesovanje za praćenje čak i niskih koncentracija cezijuma u površinskim vodama je poraslo posle nuklearnog akcidenta u Fukušimi. Razumevanje mehanizama transporta i redistribucije radiocezijuma putem hidroloških procesa je važno za praćenje statusa kontaminacije područja koja su bila izložena kontaminaciji usled akcidenta [1].

Upravo iz ovog razloga, Međunarodna agencija za atomsku energiju (MAAE) je organizovala projekat RER/7/008 - Strengthening Capabilities for Radionuclide Measurement in the Environment and Enhancing Quality Assurance/Quality Control System for Environmental Monitoring, sa ciljem ojačanja sposobnosti laboratorija koje se bave monitoringom radioaktivnosti u u životnoj sredini. U okviru ovog projekta, organozovana je radionica pod nazivom Data Evaluation Workshop on Determination of Low Activity Radio-Caesium in Freshwater, sa ciljem da se laboratorijama učesnicama pruži mogućnost da testiraju svoje mogućnosti određivanja niskih koncentracija $^{134}Cs$ i $^{137}Cs$ u realnim uzorcima površinskih voda, sa posebnim osvrtom na različite načine koncentrisanja sadržaja radiocezijuma u uzorcima. Radionici je prisustvovao 31 kandidat iz 29 evropskih zemalja i Japana, koji su bili predstavnici nacionalnih laboratorija angažovanih u monitoringu radioaktivnosti u životnoj sredini. Pre početka radionice, laboratorije učesnice su dobile uzorke površinske vode iz Japana i Dunava,

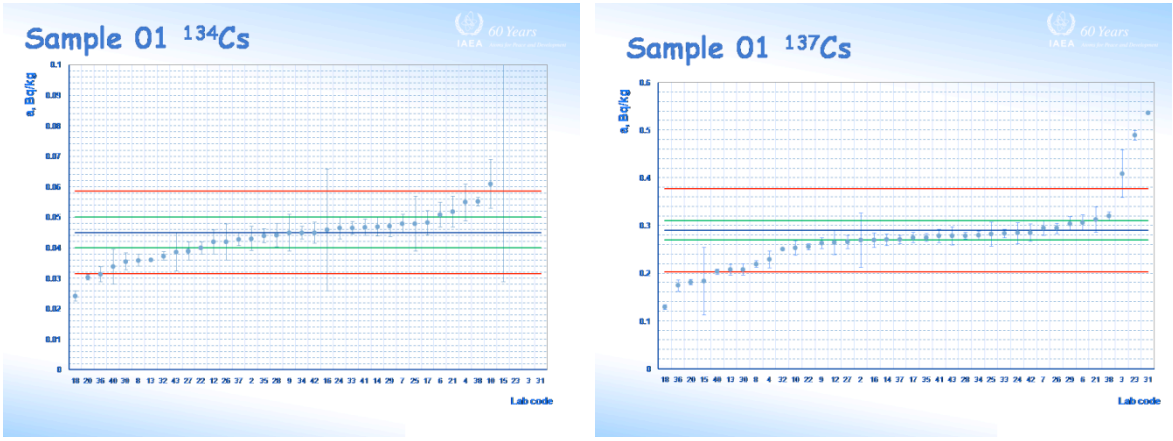
kao i QA/QC uzorak vode poznate aktivnosti, za interkomparaciju. Zadatak je bio da se primeni neka od metoda za koncentrisanje (uparavanje do suvog ostatka ili definisane zapremine, hemijsko obogaćivanje jon – izmenjivačkim jedinjenjima itd) a zatim izmeri koncentracija $^{134}$Cs i $^{137}$Cs, koja je bila reda veličine $10^{-2}$ Bq/kg.

## 2. PRIMENJENE METODE PRIPREME UZORAKA

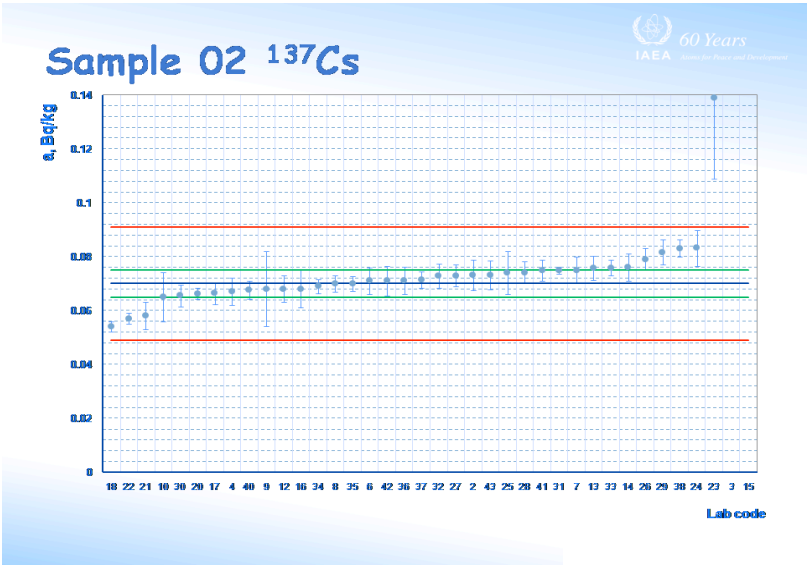
Najveći broj laboratorija (njih 22) je kao metod koncentrisanja uzoraka primenio uparavanje do suvog ostatka ili do konačne zapremine definisane geometrijom merenja i kalibracijom. Uzorci su ulivani u staklene ili keramičke čaše ili ravne plitke posude i uparavane zagrevanjem na grejaču ili infracrvenim lampama. Ovako koncentrisan uzorak se zatim prenosi u odgovarajuću geometriju merenja, bilo odlivanjem (ako je uparen do određene zapremine) ili sakupljanjem suvog ostatka nekim određenim postupkom [2].
Ostale laboratorije (njih 11) su primenjivale neku od metoda hemijskog obogaćivanja ili izdvajanja cezijuma u uzorcima. Dve laboratorije su primenile oba metoda pripreme
U značajnom broju laboratorija je primenjivana metoda koncentrisanja dodavanjem amonijum molibdofosfata (AMP), U ovoj proceduri, u uzorak se dodaje određena količina AMP (0,5 g po litru). U toku perioda od 1 dan, dolazi do taloženja u uzorku. Ovaj talog se nakon dekantovanja i filtriranja ispira 0,1 M azotnom kiselinom i u talogu ostaje koncentrisan sadržaj cezijuma. Nakon sušenja na 60$^{o}$C, ovaj talog se meri gama spektrometrijom [3].
Jedna od metoda obogaćenja je bila i dodavanje adsorbenta – heksacijanoferata i, nakon filtriranja i sušenja, filtrat se meri gama spektrometrijom. Slično, primenjena je i metoda dodavanja koktela $HNO_3$, kalijum heksa cijanoferata i $CuSO_4$, gde se takođe meri dobijeni talog [3].
Laboratorije iz Japana su koristile sakupljanje rastvorenog cezijuma korišćenjem jono-izmenjivačkih smola (stiren-divinilbenzen kopolimer) i različite varijante kertridža sa Zn-Pb filterima. Pri propuštanju uzorka kroz kolonu sa smolom ili kretridž, dolazi do izdvajanja cezijuma u smoli ili na filteru i tako dobijen sadržaj je meren gama spektrometrijom.

## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

Na slikama 1 i 2 prikazani su rezultati koje su prijavile laboratorije učesnice, dok su referentne vrednosti navedene u tabeli 1. Zelenom linijom je označen opseg od ±10% u odnosu na referentnu vrednost, dok je crvenom linijom označen opseg unutar kojeg se nalaze prihvatljivi rezultati. Kako se sa slika 1 i 2 može uočiti, gotovo svi rezultati su u granicama prihvatljivosti, bez obzira na metod pripreme uzoraka.
S obzirom na to da su referentne vrednosti izuzetno niske, konstatovano je da su laboratorije izvršile zadatak sa velikim uspehom. Nekoliko laboratorija je ipak dobilo vrednosti koje su do dva puta više ili niže od referentnih vrednosti, zbog čega je srednja vrednost rezultata za $^{137}$Cs u uzorku vode iz Dunava dosta pomerena ka višim vrednostima, dok je srednja vrednost rezultata za $^{134}$Cs u vodi iz Japana nešto niža od referentne vrednosti. Takođe, primetno je da je većina laboratorija, za $^{137}$Cs u uzorku vode iz Dunava, dobila rezultate niže od referentne vrednosti. Najverovatniji uzrok ovog podbacivanja su veliki gubici sadržaja uzorka koji su se desili u toku pakovanja i transpotra uzoraka.




**Slika 1. Rezultati merenja uzorka vode iz Japana (Sample 01) svih laboratorija. Slika 1a) je rezultat za $^{134}$Cs, a 1b) za $^{137}$Cs. Plavom linijom je predstavljena referentna vrednost, zelenom opseg od ±10%, dok je crvenom linijom predstavljen opseg prihvatljivosti rezultata [4]**



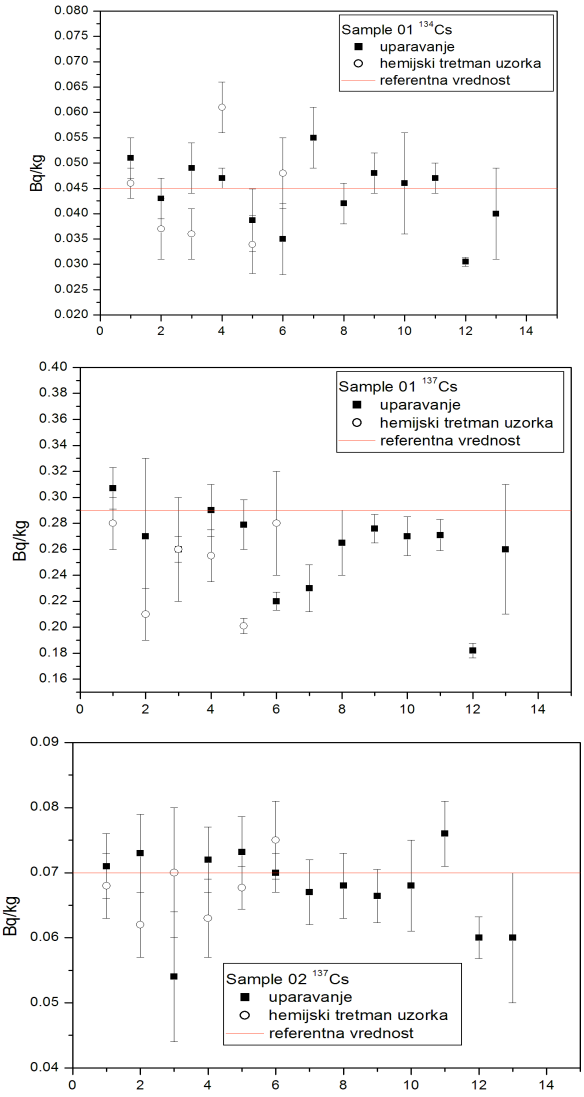

**Slika 2. Rezultati merenja uzorka vode iz Dunava (Sample 02) svih laboratorija. Plavom linijom je predstavljena referentna vrednost, zelenom opseg od ±10%, dok je crvenom linijom predstavljen opseg prihvatljivosti rezultata [4]**

**Tabela 1. Referentne vrednosti, srednja vrednost svih prijavljenih rezultata i medijana rezultata merenja $^{134}$Cs i $^{137}$Cs u uzorcima vode iz Japana (Sample 01) i Dunava (Sample 02) [4]**

| | Referentna vrednost [Bq/kg] | | Srednja vrednost ± standardna devijacija [Bq/kg] | | Medijana [Bq/kg] | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Sample 01 | Sample 02 | Sample 01 | Sample 02 | Sample 01 | Sample 02 |
| $^{134}$Cs | 0,045 ± 0,005 | / | 0,044 ± 0,005 | / | 0,045 | / |
| $^{137}$Cs | 0,29 ± 0,02 | 0,070 ± 0,005 | 0,269 ± 0,030 | 0,090 ± 0,088 | 0,276 | 0,071 |

Iz pojedinačnih prezentacija predstavnika laboratorija učesnica, može se ustanoviti kojom metodom je pripreman uzorak i koji su rezultati dobijeni. Na osnovu ovako dostupnih podataka, na slici 3 su prikazani rezultati grupisani prema metodi pripreme uzorka. Iz ovog pregleda rezultata izostavljeni su oni rezultati koji drastično odstupaju od referentnih vrednosti.

Kako se može videti sa slike 3, rezultati laboratorija koje primenjuju uparavanje kao metod pripreme, su ravnomerno raspoređeni oko referentne vrednosti. Rezultati dobijeni u uzorcima koji su hemijski tretirani su nesto niži od referentne vrednosti. Međutim, ovu tvrdnju nije moguće potvrditi na osnovu dostupnih podataka. U tabeli 2 navedene su srednje vrednosti i standardne devijacije rezultata dobijenih u uparenim uzorcima i uzorcima koji su hemijski obogaćivani u pripremi, dostupni na osnovu prezentacija učesnika.




**Slika 3. Rezultati laboratorija u oba uzorka, grupisani prema metodi pripreme uzorka**

**Tabela 2. Srednje vrednosti rezultata dobijenih u uparenim uzorcima i u uzorcima u čijoj pripremi je primenjen neki hemijski metod obogaćenja**

| | Srednja vrednost ± standardna devijacija za uparene uzorke [Bq/kg] | | Srednja vrednost ± standardna devijacija za hemijski tretirane uzorke [Bq/kg] | |
|---|---|---|---|---|
| | Sample 01 | Sample 02 | Sample 01 | Sample 02 |
| $^{134}Cs$ | 0,044 ± 0,007 | / | 0,044 ± 0,010 | / |
| $^{137}Cs$ | 0,26 ± 0,03 | 0,064 ± 0,016 | 0,25 ± 0,03 | 0,068 ± 0,005 |

Najpre je ustanovljeno da je kod nekih uzoraka došlo do prosipanja u toku transporta, čime je jedan deo uzorka izgubljen. Takođe, s obzirom na to da su uzorci prelazili velike razdaljine i duže vreme se nalazili u transportu, a nisu bili zakišeljeni, moglo je da dođe do adsorpcije cezijuma na zidove suda. Ipak, naknadnim zakišeljavanjem, preciznim merenjem mase i pažljivim rukovanjem uzorcima u fazi pripreme, većina ovih problema je bila prevaziđena.

U slučaju uparavanja uzoraka, neke laboratorije su imale problem sa sakupljanjem suvog ostatka, tako da su se pojavili manji gubici sadržaja a samim tim su rezultati bili niži od referentnih vrednosti. Kao rešenje za ovaj problem, u diskusiji je predloženo dodavanje inertnog materijala (npr. silikonskog gela $SiO_2$) u toku uparavanja, što bi trebalo da olakša prikupljanje suvog ostatka.

Kod primene hemijskog tretmana uzoraka, najveći problem je bilo dobro definisanje prinosa metode, iako je u literature definisan prinos od 85-90% za AMP i 95-98% za heksacijanoferate [5]. Kao rezultat precenjenog prinosa metode, merene koncentracije cezijuma su bile manje od referentnih vrednosti. Kao rešenje ovog problema, predloženo je dodavanje stabilnog trasera cezijuma (CsCl) [6].

Na osnovu prikazanih rezultata, na radionici je ustanovljeno da su svi načini pripreme ravnopravni u pogledu tačnosti i preciznosti, kao i u pogledu postignutih minimalnih detektabilnih koncentracija aktivnosti. Obogaćivanje uzorka nekom od hemijskih metoda je brz (1-2 dana) i pouzdan način da se dođe do dobrih rezultata kod merenja izuzetno niskih koncentracija, ali nisu pogodne u slučajevima kad treba detektovati više od jednog radionuklida. U tom slučaju je praktičnije primeniti uparavanje. Kod metode uparavanja, koja je veoma jednostavna za izvođenje i pogodna ako je potrebno detektovati više radionuklida, problem su jedino gubici prilikom prikupljanja uparenog ostatka uzorka i njegovog transfera u geometriju merenja i relativno duga priprema.

## 4. ZAKLJUČAK

Uovom radu dat je pregled rezultata interkomparacije merenja niskih koncentracija $^{134}Cs$ i $^{137}Cs$ u uzorcima površinske vode iz Japana i Dunava, sa osvrtom na metod pripreme uzoraka. Interkomparacija je bila sprovedena kao deo projekta RER/7/008 - Strengthening Capabilities for Radionuclide Measurement in the Environment and Enhancing Quality Assurance/Quality Control System for Environmental Monitoring, sa ciljem ojačanja sposobnosti laboratorija koje se bave monitoringom radioaktivnosti u životnoj sredini. Rezultati prijavljeni od strane laboratorija učesnica su diskutovani na radionici pod nazivom Data Evaluation Workshop on Determination of Low Activity

Radio-Caesium in Freshwater sa ciljem da se laboratorijama učesnicama pruži mogućnost da testiraju svoje mogućnosti određivanja niskih koncentracija $^{134}Cs$ i $^{137}Cs$ u realnim uzorcima površinskih voda. S obzirom na to da su referentne vrednosti reda veličine $10^{-2}$ Bq/kg, konstatovano je da su laboratorije izvršile zadatak sa velikim uspehom. Identifikovani su problemi koji su se javili prilikom pripreme i merenja uzoraka i predložena su rešenja.
U ovom radu su prikazani i rezultati dostupni na osnovu prezentacija učesnika, koji su grupisani prema metodi pripreme uzoraka. Na osnovu ovog pregleda, može se zaključiti da oba metoda pripreme uzoraka dovode do rezultata koji se ne razlikuju međusobno, ni u odnosu na referentne vrednosti, u okviru standardne devijacije.

## 5. LITERATURA

[1] J.C. Ritchie, J.R. McHenry, Application of radioactive fallout caesium-137 for measuring soil erosion and sediment accumulation rates and patterns: a review, Journal of Environmental Quality, 19 (1990), pp. 215–233
[2] IAEA Analytical Quality in Nuclear Applications No. IAEA/AQ/19 Analytical Methodology for the Determination of Radium Isotopes in Environmental Samples IAEA, VIENNA, 2010
[3] P Roos. E Holm and R.B.R Persson, Comparison of AMP precipitate method and impregnated $Cu_2[Fe(CN)_6]$ filters for the determination of radiocesium concentrations in natural waters, Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section A, 339 (1994), pp. 282-286
[4] S. Tarjan and TEL Staff, IAEA-2016-2 PT presentation on Data Evaluation Workshop on Determination of Low Activity Radio-Caesium in Freshwater, Vienna, 8-11.02.2017.
[5] V.P. Remez, Yu.A. Sapozhnikov, The rapid determination of caesium radionuclides in water systems using composite sorbents, Applied Radiation and Isotopes 47 (1996) *885-886*
[6] Molero, J., Moran, A., Sánchez-Cabeza, J.A., Blanco, M., Mitchell, P.I., VidalQuadras, A., Efficiency of radiocaesium concentration from large volume natural water samples by scavenging with ammonium molybdophosphate, Radiochimica Acta 62 (1993) pp. 159 – 162

# INFLUENCE OF SAMPLE PREPARATION ON MEASUREMENT OF LOW CONCENTRATION OF RADIOCAESIUM IN FRESH WATER-REWIEV OF THE INTERCOMPARISON RESULTS

**Jelena KRNETA NIKOLIĆ, Milica RAJAČIĆ, Dragana TODOROVIĆ, Marija JANKOVIĆ, Nataša SARAP, Gordana PANTELIĆ**

*University of Belgrade, Institute for nuclar sciences "Vinča", Laboratory for Environmental and Radiation Protection, 11001 Belgrade, Serbia, jnikolic@vinca.rs*

***ABSTRACT***

*Workshop named Data Evaluation Workshop on Determination of Low Activity Radio-Caesium in Freshwater was held in February 2017 in Vienna, as a part of project RER/7/008 - Strengthening Capabilities for Radionuclide Measurement in the Environment and Enhancing Quality Assurance/Quality Control System for Environmental Monitoring. Total of 31 participating laboratories from 29 European countries and Japan took part in this workshop. Prior to the workshop, the participating laboratories received samples of fresh water from Japanese rivers and Danube, as well as the QA/QC sample of known activity. The task was to determine very low concentrations of $^{134}Cs$ and $^{137}Cs$ in these samples using some method of sample preparation - preconcentration. The laboratories used total evaporation, evaporation to a finite volume, chemical enrichment and ion exchange methods in order to concentrate the radiocaesium in the samples. Despite the very low concentration of analytes in the samples (order of magnitude $10^{-2}$ Bq/kg), the results of participating laboratories were for the most part acceptable. However, some difficulties regarding chemical yield in chemical enrichment procedures and loss of the sample during evaporation were identified.*

*The aim of this paper is to represent the overall results of the said intercomparison and to analyze the influence of the preparation method on the obtained results.*

# VARIJACIJE PRI ODREĐIVANJU SPECIFIČNIH AKTIVNOSTI U UZORCIMA ZEMLJIŠTA ZA RAZLIČITE GEOMETRIJE I HPGE DETEKTORE

**Mirjana ĐURAŠEVIĆ[1], Aleksandar KANDIĆ[1], Miroljub MILINČIĆ[2], Ivana VUKANAC[1], Aleksandar JEVREMOVIĆ[1], Zoran MILOŠEVIĆ[1] i Boris LONČAR[3]**

*1) Univerzitet u Beogradu, Institut za nuklearne nauke „Vinča“, Beograd, Srbija, mirad@vinca.rs*

*2) Univerzitet u Beogradu, Geografski fakultet, Beograd, Srbija, mikan@gef.bg.ac.rs*

*3) Univerzitet u Beogradu, Tehnološko-metalurški fakultet, Beograd, Srbija, bloncar@tmf.bg.ac.rs*

***SADRŽAJ***

*Gamaspektrometrija je jedna od najčešće korišćenih metoda za kvalitativno i kvantitativno određivanje sadržaja radionuklida u zemljištu i drugim uzorcima iz životne sredine. Meren je 31 uzorak zemljišta sa teritorije opštine Aleksandrovac, pri čemu su za svaki uzorak korišćene dve različite geometrije (cilindrična kutijica i marineli posuda). Određene su specifične aktivnosti radioizotopa uranovog i torijumovog niza, kao i $^{235}U$, $^{40}K$ i $^{137}Cs$. Uzorci zemlje u geometriji cilindrične kutijice mereni sa na dva HPGe detektora različitih efikasnosti i karakteristika, dok su uzorci u marineli posudi mereni samo na jednom HPGe detektoru. U radu su prikazani rezultati poređenja specifičnih aktivnosti istih radionuklida dobijenih merenjem uzoraka u različitim geometrijama na istom HPGe detektoru kao i uzoraka u geometriji cilindrične kutijice merenih na različitim detektorima. Analizirani su uzroci nastalih varijacija.*

## 1. UVOD

Sistematsko ispitivanje radioaktivnosti u životnoj sredini vrši se radi utvrđivanja prisustva radionuklida i procene nivoa izlaganja stanovništva jonizujućem zračenju. Određivanje sadržaja radionuklida u uzorcima iz životne sredine vrši se uglavnom metodom gamaspektrometrije. Takve analize zahtevaju pouzdane analitičke metode i precizno određene krive efikasnosti imajući u vidu da su u pitanju uglavnom uzorci niskih aktivnosti. Zato se pri izboru standarda velika pažnja poklanja odabiru matriksa standarda, jer to u velikoj meri utiče i na tačnost i preciznost dobijenih rezultata. Efekat promene gustine matriksa na efikasnost brojanja poluprovodničkih HPGe detektora dominantan je u intervalu nižih energija (60-600 keV) i smanjuje se sa porastom energije u intervalu viših energija. [1].

Pored toga i varijacije fona mogu značajno uticati na tačnost dobijenih rezultata, posebno kod nižih koncentracija aktivnosti. Izvor fona može biti eksterna ili interna radioaktivnost. Eksterna radioaktivnost potiče od K, Th i U u materijalima laboratorije (zgrade). Interna radioaktivnost potiče od radionuklida u zaštiti detektora i od materijala unutar zaštite, uključujući i sam detektor.

Predmet ovog rada je da se merenjem istih uzoraka zemlje u različitim geometrijama analiziraju nastale varijacije u određivanju specifičnih aktivnosti, kao i da se međusobno

uporede sa varijacijama u određivanju specifičnih aktivnosti nastalih merenjem istih uzoraka na HPGe detektorima različitih karakteristika.

## 2. EKSPERIMENT

Na 31 lokaciji teritorije opštine Aleksandrovac 2014. godine uzeti su uzorci zemljišta. Nakon odgovarajuće pripreme koja podrazumeva sušenje uzoraka na sobnoj temperaturi, odstranjivanje nečistoća i usitnjavanje, uzorci su upakovani u dve različite geometrije (geometrija marineli posude od 500 ml i geometrija PVC cilindrične posude od 125 ml). Uzorci su zatopljeni i ostavljeni 40 dana kako bi se uspostavila radioaktivna ravnoteža između $^{226}$Ra i njegovih potomaka. Mase uzoraka u marineli posudi bile su u opsegu od 567,31 g do 861,76 g, a u slučaju geometrije cilindrične posude mase uzoraka su bile u opsegu od 116 g do 163,32 g.
U eksperimentu su korišćena dva poluprovodnička HPGe detektora različitih karakteristika:

- Detektor 1 (D1) - ORTEC GEM-30, $\varepsilon_r$ = 37 %, *FWHM* = 1,8 keV na energiji $^{60}$Co 1332 keV i
- Detektor 2 (D2) - CANBERRA GX5019, $\varepsilon_r$ = 55,1 %, *FWHM* = 1,75 keV na energiji $^{60}$Co 1332 keV.

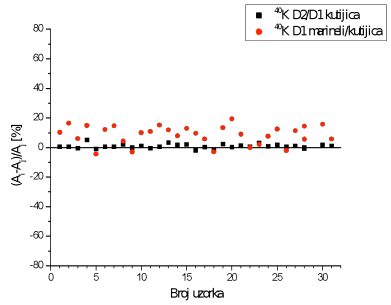
Uzorci upakovani u cilindričnoj kutijici mereni su na oba detektora dok je marineli geometrija merena samo na detektoru 1. Vreme merenja uzoraka je bilo oko 80 000 s.

## 3. REZULTATI EKSPERIMENTA I DISKUSIJA

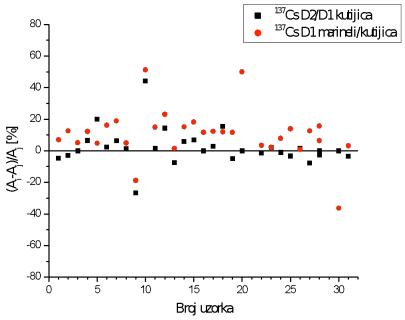
Analiza snimljenih uzoraka zemlje vršena je uz pomoć softverskog paketa GENIE 2000 (CANBERRA), dok su specifične aktivnosti posmatranih radionuklida ($^{40}$K, $^{137}$Cs, $^{226}$Ra, $^{238}$U i $^{228}$Ac) računate korišćenjem softverskog paketa Mathematica 4.2 [2]. Pri određivanju specifične aktivnosti izvršena je korekcija na fon i korekcija na koincidentno sumiranje za energije gde je to potrebno. Korekcioni faktori za koincidentno sumiranje određeni su korišćenjem softverskog paketa GESPECOR 4.2 [3].
Specifična aktivnost $^{226}$Ra određena je na osnovu dobijenih specifičnih aktivnosti $^{214}$Pb (351,932 keV, 295,224 keV) i $^{214}$Bi (609,31 keV, 1120,287 keV, 1764,494 keV), dok je specifična aktivnost $^{235}$U određena pomoću pika na energiji 186 keV pri čemu je oduzet doprinos $^{226}$Ra toj energiji. Specifična aktivnost $^{238}$U određena je pomoću pika na energiji 1001 keV. Specifična aktivnost $^{40}$K određena je pomoću pika na energiji 1460,8 keV pri čemu je oduzet doprinos $^{228}$Ac toj energiji. Koncentracije $^{137}$Cs i $^{228}$Ac određene su pomoću pikova na energijama 661,66 keV za $^{137}$Cs i 911,16 keV i 968,97 keV za $^{228}$Ac.
Za kalibraciju efikasnosti korišćeni su odgovarajući standardi, i to standard zemlje u cilindričnoj geometriji i standard smole i standard peska u geometriji marinelija. Standard smole u marineli posudi naručen je kod Czech Metrology Institute (CMI) [4] dok su standard zemlje u geometriji cilindrične kutijice i standard peska u geometriji marineli posude napravljeni od rastvora naručenog od CMI [5,6].
U tabeli 1 dati su opsezi dobijenih specifičnih aktivnosti sa mernim nesigurnostima, na nivou poverenja 1σ. Merne nesigurnosti određenih specifičnih aktivnosti računate su pomoću opšteg zakona propagacije merne nesigurnosti. Pri određivanju mernih nesigurnosti najveći doprinos potiče od statističke nesigurnost pikova u spektru uzorka (do 50%) i nesigurnosti određivanja krive efikasnosti (5%).

**Tabela 1. Vrednosti specifičnih aktivnosti u uzorcima zemljišta**

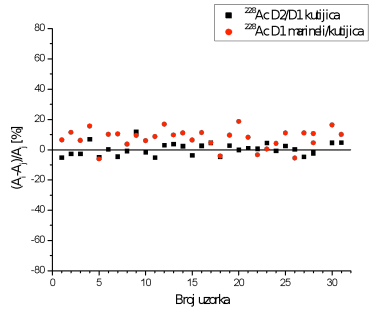
| Radionuklid | Specifične aktivnosti [Bq/kg] | |
|---|---|---|
| | $A_{min}$ | $A_{max}$ |
| $^{40}K$ | 176 ± 9 | 860 ± 43 |
| $^{137}Cs$ | 0,2 ± 0,1 | 32,1 ± 1,6 |
| $^{235}U$ | 0,6 ± 0,1 | 4,2 ± 0,4 |
| $^{226}Ra$ | 9,4 ± 0,5 | 55,9 ± 3,5 |
| $^{238}U$ | 9,7 ± 2,1 | 49,0 ± 3,4 |
| $^{228}Ac$ | 14,0 ± 1,2 | 66,0 ± 3,6 |



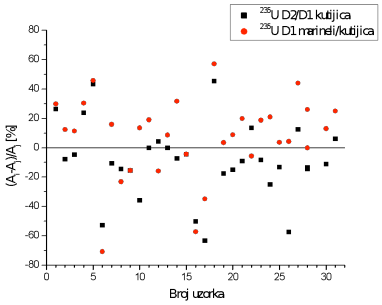

1a)



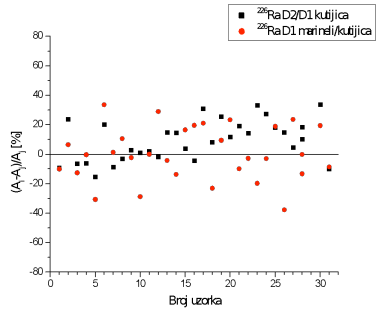

1b)



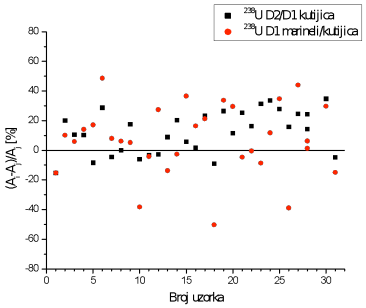

1c)




1d)




1e)




1f)

**Slika 1. Varijacije u određivanju specifičnih aktivnosti u uzorcima zemljišta**

Za posmatrane radionuklide određene su varijacije specifičnih aktivnosti različitih geometrija merenih na istom detektoru, kao i varijacije specifičnih aktivnosti geometrije cilindrične kutijice merene na različitim detektorima (D1) i (D2). Dobijene varijacije specifičnih aktivnosti u procentima prikazane su u na **sli**kama 1a) do 1f).
Posmatranjem prikazanih grafika mogu se izvesti određeni zaključci koji mogu biti korisni kod primene gamaspektrometrijske metode za merenje uzoraka iz životne sredine. U slučaju $^{40}$K i $^{228}$Ac uočava se mala varijacija vrednosti specifičnih aktivnosti posebno u slučaju kada su uzorci zemlje upakovani u cilindričnu kutijicu. To je zato što je matriks standarda po svojoj gustini uglavnom odgovarao matriksu uzoraka. Odstupanja koja se dobijaju kada se porede specifične aktivnosti uzoraka zemlje u različitim geometrijama uglavnom potiču od toga što za marineli geometriju nije bilo matriksa standarda čija gustina odgovara matriksu uzorka, već su kombinovani standardi sa matriksom smole i matriksom peska. To je unelo odstupanje i do 20%.
Kod $^{137}$Cs se uočava slična zakonitost, osim kod par uzoraka kod kojih su male specifične aktivnosti (reda 0,2 Bq/kg, 0,3 Bq/kg i 1,5 Bq/kg), pa mala statistika unosi dodatnu nesigurnost.
Kod radionuklida uranovog niza ($^{226}$Ra i $^{238}$U) situacija se dodatno komplikuje. Osim neodgovarajuće krive efikasnosti kod merenja u marineli geometriji dodatnoj varijaciji specifičnih aktivnosti doprinosi i varijacija fona koja je posebno izražena kod radionuklida uranove serije, a potiče od promene koncentracije radona [7]. Kod $^{238}$U dodatni razlog je i mali prinos energije1001 keV (0,837%).

## 4. ZAKLJUČAK

U radu su prikazani rezultati varijacija određivanja specifičnih aktivnosti za 31 uzorak zemlje sa različitih lokacija opštine Aleksandrovac. Uzorci su mereni u dve različite geometrije i dva poluprovodnička detektora različitih karakteristika. Od radionuklida analizirani su $^{40}$K, $^{137}$Cs, $^{235}$U, $^{226}$Ra, $^{238}$U i $^{228}$Ac.
Analiza rezultata pokazuje da je kod $^{40}$K, $^{228}$Ac i $^{137}$Cs dobijeno dobro slaganje, mada se može uočiti da izbor standarda sa odgovarajućim matriksom ima značajnu ulogu. Kod $^{226}$Ra i $^{238}$U pored izbora matriksa standard dodatni problem predstavlja i varijacija fona. Kod $^{235}$U može se uočiti najveće rasturanje podataka, a uzrok tome pored već navedenih razloga su i male koncentracije tog radionuklida u merenim uzorcima zemlje.

## 5. ZAHVALNICA

Ovaj rad je urađen u okviru projekta 171018 koji finansira Ministarstvo prosvete, nauke i tehnološkog razvoja Republike Srbije.

## 6. LITERATURA

[1] I. Vukasinović, D. Todorović, D. Popović. The dependence of Ge detectors efficency on the density of the samples in gamma-ray spectrometry. *Nucl. Technol. Radiat. Prot.*, XXII/2, 2007, 1-72.
[2] Mathematica 5.2, Wolfram Research, Inc., USA. Wolfram Research, Inc., USA.
[3] Gespecor software 4.2, 2011; www.gespecor.com; CID Media GmbH-Gewebepark Birkenhain.
[4] Czech Metrology Institute (CMI). Radioactive Standard, MBSS2, Cert. No. 9031-OL-421/12, Prague, 2012.

[5] Czech Metrology Institute (CMI). Radioactive Standard, ER X, Cert. No. 9031-OL-426/12, Prague, 2012.
[6] I. Vukanac, M. Djurašević, A. Kandić, D. Novković, L. Nadjerdj, Z. Milošević. Experimental determination of the HPGe spectrometer efficiency curve. *Appl.Radiat. Isot.*, 66, 2008, 792–795.
[7] R. Banjanac, V. Udovičić, A. Dragić, D. Joković, D. Maletić, N. Veselinović, B. Grabež. Daily variations of gamma-ray background and radon concentration. *Rom. J. Phys.*, 58, 2013, 14–21.

# VARIATIONS IN SPECIFIC ACTIVITIES DETERMINATION IN SOIL SAMPLES FOR DIFFERENT GEOMETRIES AND HPGE DETECTORS

**Mirjana ĐURAŠEVIĆ[1], Aleksandar KANDIĆ[1], Miroljub MILINČIĆ[2], Ivana VUKANAC[1], Aleksandar JEVREMOVIĆ[1], Zoran MILOŠEVIĆ[1] i Boris LONČAR[3]**

*1) University of Belgrade, Institut of Nuclear Sciences „Vinča“, Belgrade, Serbia, mirad@vinca.rs*

*2) University of Belgrade, Faculty of Geography, Belgrade, Serbia, mikan@gef.bg.ac.rs*

*3) University of Belgrade, Faculty of Technology and Metallurgy, Belgrade, Serbia, bloncar@tmf.bg.ac.rs*

***ABSTRACT***

*Gamma ray spectrometry is an analytical method that allows the identification and quantification of gamma emitting radioisotopes in soil and other environmental samples. 31 samples of soil were collected from different location in the territory of Aleksandrovac municipality. All soil samples were dried, milled and sealed in two different geometries (500 ml Marinelli beaker and 125 ml cylindrical boxes) and stored for six weeks in order to reach radioactive equilibrium between $^{226}Ra$ and its descendants. All samples stored in cylindrical boxes were measured by means of two coaxial semiconductor HPGe detectors with different characteristics, while samples stored in Marinelli beakers were measured only by means of one coaxial semiconductor HPGe detector. The activity concentrations of radionuclides $^{40}K$, $^{137}Cs$, $^{235}U$, $^{226}Ra$, $^{238}U$ and $^{228}Ac$ in all soil samples were determined. Variations in specific activities determination for different geometries measured using one of the detectors, as well as for cylindrical box geometry measured using both detectors, are presented in this paper. The causes of these variations are analyzed.*

# KONTROLA KVALITETA GAMA SPEKTROMETRIJSKE METODE ODREĐIVANJA SADRŽAJA RADIONUKLIDA U UZORCIMA ZEMLJIŠTA I SEDIMENATA

**Jovana ILIĆ, Vesna ARSIĆ, Suzana BOGOJEVIĆ i Irena TANASKOVIĆ**
*Institut za medicinu rada Srbije „Dr Dragomir Karajović“, Beograd, Srbija, jovana.ilic@institutkarajovic.rs*

***SADRŽAJ***
*Mnogi prirodni i veštački radionuklidi koji se mogu naći u zemljištu i sedimentima mogu imati uticaj na životnu sredinu i javno zdravlje te je njihova aktivnost faktor koji treba pratiti. Danas, jedna od najčešće korišćenih tehnika za određivanje aktivnosti radionuklida, gama emitera, je tehnika visokorezolucione gama spektrometrije pomoću poluprovodničkog HPGe detektora. Međunarodni standard ISO/IEC 17025:2005 obavezuje laboratorije za ispitivanje da osiguraju sledljivost i da procenjuju mernu nesigurnost, što je preduslov za pouzdanost rezultata laboratorijskih ispitivanja. Laboratorija mora sprovoditi kontrole kvaliteta rezultata svojih ispitivanja koje mogu biti interne i eksterne. U ovom radu prikazana je interna kontrola kvaliteta ispitivanja koja se odnosi na metodu za određivanje koncentracija aktivnosti prirodnih, veštačkih i radionuklida kosmogenog porekla, koji emituju gama zračenje u energetskom opsegu od 60 keV do 2 MeV (gamaspektrometrijsko ispitivanje) u uzorcima zemljišta i sedimenta. U tu svrhu kontrolisani su parametri preciznost i tačnost te je vršeno njihovo poređenje sa unapred definisanim kriterijumima prihvatljivosti. Za potrebe interne kontrole kvaliteta korišćen je uzorak sedimenta poznatih aktivnosti radionuklida (laboratorijski kontrolni uzorak) dobijen u okviru međunarodne interkomparacije ALMERA IAEA-TEL-2014-04. Gama spektrometrija je izvedena koristeći poluprovodnički HPGe detektor proizvođača Ortec, a dobijeni spektri obrađeni korišćenjem softvera GammaVision 32.*

## 1. UVOD

Mnogi prirodni i veštački radionuklidi koji se mogu naći u zemljištu i sedimentima mogu imati uticaj na životnu sredinu i javno zdravlje te je njihova aktivnost faktor koji treba pratiti. Danas, jedna od najčešće korišćenih tehnika za određivanje aktivnosti radionuklida, gama emitera, je tehnika visokorezolucione gama spektrometrije pomoću poluprovodničkog HPGe detektora. Međunarodni standard ISO/IEC 17025:2005 [1] obavezuje laboratorije za ispitivanje da osiguraju sledljivost i da procenjuju mernu nesigurnost, što je preduslov za pouzdanost rezultata laboratorijskih ispitivanja. Laboratorija mora sprovoditi kontrole kvaliteta rezultata svojih ispitivanja koje mogu biti interne i eksterne. U radu je prikazano sprovođenje interne kontrole kvaliteta, standardne metode [2] gamaspektrometrijskog određivanja prirodnih radionuklida i veštačkog radionuklida, $^{137}$Cs u uzorcima zemljišta i sedimenta. Za internu kontrolu kvaliteta su iskorišćena 2 identična uzorka sedimenta masa od po 250 g dobijena u okviru interkomparacije IAEA, od kojih je napravljen jedan uzorak ukupne mase 500 g. Korišćenjem ovog uzorka izvršena je kontrola kvaliteta metode merenjem u marineli posudi od 0,5 l koja se u laboratoriji koristi za merenje uzoraka sedimenta i zemljišta.

## 2. METODA

Uzorak sedimenta poznatih aktivnosti radionuklida gama emitera iz interkomparacije ALMERA IAEA-TEL-2014-04, mase 500 g je presut u marineli posudu zapremine 0,5 l i posuda je hermetički zatvorena. Nakon 40 dana što je dovoljno vremena da se uspostavi radioaktivna ravnoteža između $^{226}$Ra i njegovih potomaka $^{222}$Rn, $^{214}$Bi i $^{214}$Pb, uzorak je meren uzastopno pet puta na poluprovodničkom HPGe detektoru proizvođača ORTEC, relativne efikasnosti 25% i rezolucije 1,95 keV na liniji 1332,5 keV Co-60, a za obradu dobijenih spektara korišćen je softver GammaVision 32. Vreme merenja uzorka bilo je 60000 s, a fona 250000 s. Kalibracija efikasnosti kao i energetska kalibracija detektora je izvršena sertifikovanim referentnim materijalom-mešavina radionuklida, homogeno raspoređena u zapremini 450 cm$^3$, mase 443,25 g, gustine 0,985g/cm$^3$ Češkog metrološkog instituta Cert.No. 931-OL-422/12. Interna kontrola kvaliteta metode sprovedena je tako što su ispitani parametri preciznost u uslovima ponovljivosti i tačnost za više radionuklida kako bi se pokrio što širi opseg energija. U tabeli 1 dati su radionuklidi čije su koncentracije aktivnosti određivane kao i energije linija koje su korišćene za izračunavanje i odgovarajući prinosi.

**Tabela 1. Izabrani radionuklidi i korišćene gama linije**

| Određivani radionuklid | Mereni radionuklid | Energija $E_\gamma$ (keV) | Prinos $P_E$ (%) |
|---|---|---|---|
| $^{238}$U | $^{234}$Th | 63,28 | 4,1 |
| | $^{234}$Th | 92,37 | 2,42 |
| | $^{234}$Th | 92,79 | 2,39 |
| $^{226}$Ra | $^{226}$Ra | 186,10 | 3,51 |
| $^{214}$Pb | $^{214}$Pb | 295,22 | 18,15 |
| | $^{214}$Pb | 351,93 | 35,10 |
| $^{214}$Bi | $^{214}$Bi | 609,31 | 44,6 |
| | $^{214}$Bi | 1120,29 | 14,70 |
| | $^{214}$Bi | 1764,49 | 15,10 |
| $^{228}$Ac | $^{228}$Ac | 338,32 | 11,27 |
| | $^{228}$Ac | 911,20 | 25,80 |
| | $^{228}$Ac | 968,97 | 15,8 |
| $^{212}$Pb | $^{212}$Pb | 238,63 | 43,30 |
| | $^{212}$Pb | 300,09 | 3,28 |
| $^{208}$Tl | $^{208}$Tl | 583,19 | 30,4 |
| $^{40}$K | $^{40}$K | 1460,83 | 10,67 |
| $^{137}$Cs | $^{137}$Cs | 661,65 | 84,99 |

Provera preciznosti

Proveravana je preciznost u uslovima ponovljivosti odnosno parametar koji treba da ukaže na stepen slaganja rezultata uzastopnih merenja mežuranda, minimum pet merenja, izvedenih pod istim uslovima-isti analitičar, isti merni instrument, u kratkom vremenskom periodu [3]. Preciznost u uslovima ponovljivosti se izražava kao relativna standardna devijacija dobijenih rezultata merenja odnosno kao odnos standardne devijacije i srednje vrednosti rezultata. Kriterijum prihvatljivosti je definisan tako da je preciznost zadovoljavajuća ukoliko je dobijena relativna standardna devijacija ≤ 20%.

Provera tačnosti

Tačnost je parametar koji opisuje koliko je rezultat merenja blizak tačnoj vrednosti [3]. Da bi procenila tačnost rezultata svojih ispitivanja laboratorija može vršiti poređenje rezultata sa rezultatima druge validovane ili standardne metode, učestvovati u međulaboratorijskim poređenjima ili izvršiti analizu sertifikovanog ili sekundarnog referentnog materijala. Ovaj parametar je ispitan poređenjem dobijenih rezultata sa poznatim vrednostima za analizirane radionuklide datim u okviru konačnog izveštaja interkomparacije.

Organizator interkomparacije je za veštački radionuklid $^{137}$Cs dao referentnu vrednost koncentracije aktivnosti i njoj pridruženu kombinovanu mernu nesigurnost. Da bi bio zadovoljen kriterijum prihvatljivosti za tačnost koji je preuzet od IAEA [4] relativno odstupanje ($BIAS_{rel}$) mora biti manje ili jednako od maksimalno dozvoljenog relativnog odstupanja (MARB) koje iznosi 20%. Relativno odstupanje (bias rezultata) se računa po formuli:

$$Bias_{relative} = \frac{Value_{lab} - Value_{ref}}{Value_{ref}} \times 100\% \quad (1)$$

gde su:

$Value_{lab}$-srednja vrednost koncentracije aktivnosti za dati radionuklid dobijena iz 5 merenja u laboratoriji (Bq/kg)

$Value_{ref}$- referentna vrednost koncentracije aktivnosti za dati radionuklid (Bq/kg);

Kriterijum prihvatljivosti: $BIAS_{rel} \leq MARB$, MARB (Cs-137) = 20%;

Za proveru tačnosti rezultata za radionuklid $^{137}$Cs primenjen je i $u_{test}$ kriterijum prema preporukama IAEA [4].

$$u_{test} = \frac{\left|Value_{ref} - Value_{lab}\right|}{\sqrt{u_{ref}^2 + u_{lab}^2}} \quad (2)$$

gde su:

$u_{ref}$- merna nesigurnost koncentracije aktivnosti data u konačnom izveštaju interkomparacjie

$u_{lab}$-merna nesigurnost koncentracije aktivnosti izračunata u laboratoriji

Vrednost $u_{testa}$ je upoređena sa kritičnom vrednošu koju je dala IAEA, a koja iznosi 2,58 za nivo poverenja 99%. Kriterijum prihvatljivosti je $u_{test} \leq 2{,}58$ [4]

Za ostale, prirodne radionuklide, referentna vrednost je data kao srednja vrednost rezultata merenja svih laboratorija koje su učestvovale u interkomparaciji. Date su i odgovarajuće standardne devijacije.

Poređenje izmerenih vrednosti sa referentnom srednjom vrednosti izvršeno je na sledeći način:

$$z_{score} = \frac{Value_{lab} - Value_{ref}}{\sigma} \quad (3)$$

gde je:

σ-referentna standardna devijacija

Kriterijum prihvatljivosti: $z_{score} \leq 2$

## 3. REZULTATI

U tabeli 2 prikazane su izračunate srednje vrednosti koncentracije aktivnosti za svaki radionuklid - $A_{sr}$(Bq/kg), standardne devijacije-STDEV i relativne standardne devijacije-RSD (%), koje su upoređivane sa zadatim kriterijumom prihvatljivosti.

**Tabela 2. Rezultati provere preciznosti u uslovima ponovljivosti**

| Radionuklid | $A_{sr}$ (Bq/kg) | STDEV | RSD (%) |
|---|---|---|---|
| Cs-137 | 11,9 | 0,2 | 2 |
| Ac-228 | 12,4 | 0,3 | 2 |
| Bi-214 | 15,6 | 0,4 | 3 |
| K-40 | 276 | 4,6 | 2 |
| Pb-212 | 11,3 | 0,5 | 4 |
| Pb-214 | 16,0 | 0,4 | 3 |
| Ra-226 | 16,2 | 1,3 | 8 |
| Tl-208 | 3,9 | 0,2 | 5 |
| U-238 | 15,6 | 1,4 | 9 |

U tabeli 3 date su referentna vrednost koncentracije aktivnosti radionukilida $^{137}$Cs-$A_{ref}$ (Bq/kg) i odgovarajuća merna nesigurnost-$Unc_{ref}$(Bq/kg), srednje vrednosti koncentracije aktivnosti za ostale radionuklide uzete kao referentne-$A_{srref}$ (Bq/kg) i odgovarajuće standardne devijacije-$\sigma_{ref}$, srednje vrednosti koncentracije aktivnosti dobijene iz pet uzastopnih merenja za svaki od analiziranih radionuklida sa standardnom devijacijom $A_{lab}$(Bq/kg) i $\sigma_{lab}$. Za radionuklid $^{137}$Cs data je koncentracija aktivnosti $A_{lab}$(Bq/kg) kao i merna nesigurnost $Unc_{lab}$(Bq/kg). Merna nesigurnost je procenjena uzimajući u obzir nesigurnost odbroja, kalibracije efikasnosti, fizičkih konstanti, kao i merenja mase uzorka i izražena je kao prošrena merna nesigurnost za faktor k=1, koji za normalnu raspodelu odgovara nivou poverenja od 68%. Prikazano je i relativno odstupanje rezultata odnosno bias za svaki radionuklid izražen u procentima-BIAS (%), kao i $u_{test}$ i $z_{score}$ koji su su upoređivani sa zadatim kriterijumom prihvatljivosti.

**Tabela 3. Rezultati provere tačnosti**

| Radionuklid | IAEA | | Laboratorija | | BIAS (%) | $u_{test}$ |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | $A_{ref}$ (Bq/kg) | $Unc_{ref}$ (Bq/kg) | $A_{lab}$ (Bq/kg) | $Unc_{lab}$ (Bq/kg) | | |
| Cs-137 | 12,0 | 0,4 | 11,7 | 0,4 | 2,5 | 0,6 |
| Radionuklid | $A_{srref}$ (Bq/kg) | $\sigma_{ref}$ | $A_{sr}$ (Bq/kg) | $\sigma_{lab}$ | BIAS (%) | $z_{score}$ |
| Ac-228 | 12,1 | 1,5 | 12,4 | 0,3 | 3 | 0,2 |
| Bi-214 | 15,9 | 2,4 | 15,6 | 0,4 | 2 | 0,1 |
| K-40 | 270 | 27 | 276 | 4,6 | 2 | 0,2 |
| Pb-212 | 12,2 | 1,5 | 11,3 | 0,5 | 7 | 0,6 |
| Pb-214 | 16,8 | 2,0 | 16,0 | 0,4 | 5 | 0,4 |
| Ra-226 | 19,0 | 4,8 | 16,2 | 1,3 | 15 | 0,6 |
| Tl-208 | 4,1 | 0,7 | 3,9 | 0,2 | 4 | 0,2 |
| U-238 | 16,0 | 3,8 | 15,6 | 1,4 | 2 | 0,1 |

Kako su za sve analizirane radionuklide vrednosti relativne standardne devijacije bile u opsegu 2-9%, unapred zadati kriterijum prihvatlljivosti od maksimalno 20% je zadovoljen. Rezultati provere tačnosti dati u tabeli 3 pokazuju da je za $^{137}$Cs dobijena

vrednost $u_{test}$ od 0,6 što je daleko ispod zadatog kriterijuma prihvatljivosti od 2,58 Takođe, $z_{score}$ je za sve analizirane prirodne radionuklide bio manji od 2.

## 4. ZAKLJUČAK

Interna kontrola kvaliteta metode gamaspektrometrijskog određivanja prirodnih radionuklida i veštačkog radionuklida, $^{137}Cs$ pokazala je da su rezultati laboratorije zadovoljavajući u pogledu tačnosti i preciznosti te da je primenjena kalibracija efikasnosti adekvatna za analizu sadržaja radionuklida u uzorcima zemljišta i sedimenta.

## 5. LITERATURA

[1] SRPS ISO/IEC 17025 Opšti zahtevi za kompetentnost laboratorija za ispitivanje i laboratorija za etaloniranje, 2006
[2] SRPS ISO 18589-3 Merenje radioaktivnosti u životnoj sredini–Zemljište, deo 3, Merenje radionuklida, emitera gama zračenja, mart 2011
[3] B. Magnusson and U. Örnemark (eds.) Eurachem Guide: The Fitness for Purpose of Analytical Methods – A Laboratory Guide to Method Validation and Related Topics, (2nd ed. 2014). ISBN 978-91-87461-59-0, www.eurachem.org
[4] IAEA Analytical Quality in Nuclear Applications Series No. 18. 2010. IAEA, Vienna

# QUALITY CONTROL OF GAMMA SPECTROMETRY METHOD FOR DETERMINATION OF RADIONUCLIDES ACTIVITY CONCENTRATION IN SOIL AND SEDIMENT SAMPLES

**Jovana ILIĆ, Vesna ARSIĆ, Suzana BOGOJEVIĆ i Irena TANASKOVIĆ**
*Serbian Institute of Occupational Health " Dr Dragomir Karajovic", Belgrade, Serbia, jovana.ilic@institutkarajovic.rs*

***ABSTRACT***
*Many natural and artificial radionuclides which can be found in soil and sediments can have an impact on the environment and public health so their activity concentration is a factor that needs to be monitored. Today, one of the most commonly used techniques for determination of the activity concentration of gamma emitters is high resolution gamma ray spectrometry using HPGe detectors. According to the international standard ISO/IEC 17025:2005 testing laboratories have to ensure traceability and evaluate the measurement uncertainty, which is a prerequisite for the reliability of the laboratory tests results. The laboratory shall have quality control procedures for monitoring the validity of tests undertaken. The quality controls can be internal and external. This paper describes an in-house quality control of gamma spectrometry method for determination of radionuclides emitting gamma radiation in the energy range of 60 keV to 2 MeV in soil and sediment samples. The evaluated parameters precision and accuracy were compared with pre-defined criteria. Sediment sample used for this purpose was obtained through the IAEA-ALMERA proficiency test (IAEA-TEL-2014-04). Gamma spectrometry was performed using the Ortec HPGe detector and the spectra were analyzed using the software GammaVision 32.*

# IN SITU AND LABORATORY GAMMA SPECTROMETRY MEASUREMENTS IN THE MOSS

**Gordana PANTELIĆ[1], Rusiyan TSIBRANSKI[2], Beata VILIMAITE-SILOBRITIENE[3], Lidija NIKOLOVSKA[4], Vesna BIGOVIĆ[5], Aniko FOLDI[6]**

*1) University of Belgrade, Vinca Institute of Nuclear Sciences, Belgrade, Serbia, pantelic@vinca.rs*

*2) Kozloduy NPP Plc, Kozloduy, Bulgaria, tzibranski@abv.bg*

*3) Environmental Protection Agency, Vilnius, Lithuania, beata.silobritiene@aaa.am.lt*

*4) Institute of Public Health, Skopje, Republic of Macedonia, nikolovska@gmail.com*

*5) Directorate for Inspection Affairs, Podgorica, Montenegro, vesna.bigovic@uip.gov.me*

*6) Hungarian Atomic Energy Authority, Budapest, Hungary, foldia@haea.gov.hu*

***ABSTRACT***

*The Regional Workshop on Environmental Monitoring was organized in Vilnius, Lithuania, from 7th to 11th of November 2016. During the workshop an exercise on sampling, sample preparation and measurement of $^{137}Cs$ by gamma spectrometry in moss sample was performed. Three teams were formed for the exercise, they used different sampling strategies. In parallel to the sampling in situ measurement were performed on the sampling site. The results of $^{137}Cs$ activity concentration in moss sample measured in laboratory were in good agreement with measured in situ.*

## 1. INTRODUCTION

The International Atomic Energy Agency (IAEA), through its Technical Co-operation Programme, has supported the establishment of many nuclear analytical and complementary laboratories in Member States. This included the development of capabilities for the use of various nuclear analytical techniques, such as alpha, beta and gamma spectrometry; radiochemical analysis; neutron activation analysis; energy dispersive X-ray fluorescence analysis; and total reflection X-ray fluorescence [1].

Since the IAEA seems to be the only international organization that provides technical analytical support to its Member States' end-user laboratories in nuclear and nuclear-related techniques, it is within its mandate that the IAEA initiates these QA/QC projects.

Several Member States in the Europe Region recognize as a priority the need for a systematic approach towards improvement and harmonization of methodologies for the determination and monitoring of selected environmental radionuclides of regional concern. The project RER7008 ***Strengthening Capabilities for Radionuclide Measurement in the Environment and Enhancing QA/QC System for Environmental Radioactivity Monitoring*** addressed some of these needs and several workshops were organized to improve quality control procedures, instrument calibration, determination of corrections, traceability of results, method validation and appropriate assessment of measurement uncertainty [2].

The main outcome of the project is to further develop the capabilities in source and environmental monitoring and to improve quality assurance for the measurements and

monitoring of radioactivity in the environment. In order to assure future metrological comparability of measurement results and to harmonize approaches and procedures at the regional level, in accordance with ISO 17025, workshop in Vilnius, Lithuania was organized from 7th to 11th November 2016 in Radiation Protection Centre (RPC). 22 experienced radioanalytical experts from 16 countries were focused on environmental radioactivity monitoring.

## 2. METHODS

During the Regional Workshop on Environmental Monitoring one exercise has been performed. It included sampling, sample preparation and measurement of $^{137}$Cs by gamma spectrometry in moss sample.

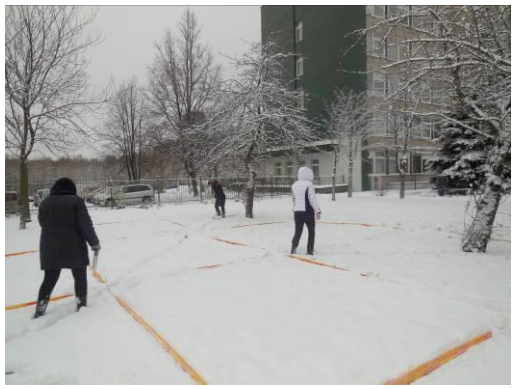
The sampling was performed in the yard in the front of RPC. The sampling location was divided in 12 rectangles (Picture 1. a).

For the exercise three teams were formed. Each team has to collect samples by using different sampling strategy. The authors of this paper were members of team No 1.

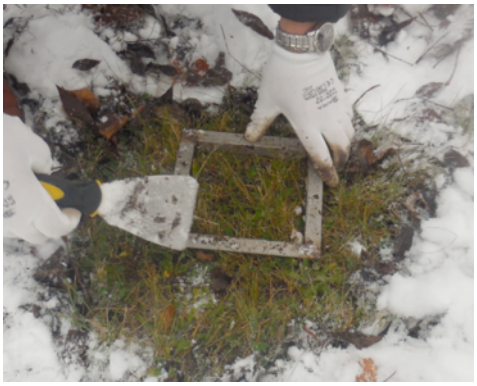
The first team collected the samples from the center of all 12 rectangles. It was very easy to draw the diagonals on snow (Picture 1. b), which covered sampling site and to collect sample in their crossing points (Picture 1. c). The samples were collected with special tool, which ensured that all samples were taken from the same area (0.01 m$^2$). After collecting 12 samples were put in the same plastic bag for preparation of bulk sample.



a)



b)



c)

**Picture 1. a) Sampling location divided in 12 rectangles, b) center of rectangle determination, c) Moss sampling**

In the laboratory moss sample was cleaned manually (without washing), adhering particles of soil and other impurities were removed. After sample was dried at a temperature of 105ºC, then the sample was cut, milled and homogenized. Sample was put into 500 ml type Marinelli beaker. The size of sample was 0.105 kg d.w.
The $^{137}$Cs activity concentration was measured on low background high resolution gamma spectrometry system with high purity broad energy germanium HPGe detector, Producer CANBERRA PACKARD Central Europe. Gamma spectrometer included the following main components:

- high purity broad energy germanium HPGe detector (detector model BE3825/S):
  - active diameter 70 mm, active area 3800 mm$^2$
  - thickness 25 mm,
  - distance from window 4.5 mm,
  - window thickness 0.5 mm,
  - window material Carbon Epoxy,
  - relative efficiency 27.3%,
  - recommended bias voltage +3500 V,
  - FWHM 1.794 keV at 1332 keV,
- lead shielding model IGS3: Pb=100 mm, Cd=1 mm, Cu=1 mm),
- cryostat model 7500SL,
- digital spectrum analyzer DSA-1000.

In paralel with the sampling in situ measurement was performed on the sampling site (Picture 2). Mobile spectrometer with GENIE 2000 software (CANBERRA) was used.



**Picture 2. In situ gamma spectrometry measurement**

## 3. RESULTS

The $^{137}$Cs activity concentration in moss was calculated using spectroscopy software Canberra Genie$^{TM}$ 2000 V3.3, 2013. Mathematical calibration by Monte Carlo calculation has been performed with software ISOCS/LabSOCS.
For in situ measurements efficiency calibration was done by Monte Carlo calculation, using ISOCS software. Detector wass fully characterised and characterisation verified by producer.

The results of measurement are presented in Table 1.

**Table 1. $^{137}$Cs activity concentration in moss sample**

| Measurement method | $^{137}$Cs activity concentration (Bq/kg) | $^{137}$Cs activity surface contamination (Bq/m$^2$) |
|---|---|---|
| Laboratory, team No 1 | 1.6 ± 0.7 | 370 |
| In situ | 1.7 ± 0.3 | 344 |

It can be observed from Table 1, that both results are in very good agreement, considering that the sample was collected in 12 points (snow removed) and that in situ measurement was in the center of the field which was covered by snow.
Team No 2 and team No 3 used different sampling technologies for collection of samples. Team No 3 collected samples randomly in the rectangles (not in the center) and team No 2 collected samples randomly from all field. The samples were prapared and measured in the same way as the sample from the first team. The $^{137}$Cs activity concentrations in moss samples for team No 2 and team No 3 are presented in Table 2.

**Table 2. $^{137}$Cs activity concentrations in moss samples (team No 2 and team No 3)**

| Measurement method | $^{137}$Cs activity concentration (Bq/kg) |
|---|---|
| Laboratory, team No 2 | 0.7 ± 0.5 |
| Laboratory, team No 3 | 0.9 ± 0.3 |

The $^{137}$Cs activity concentrations in moss samplesobtained by team No 2 and 3 were in very good agreement and could be comparable within measurement uncertainties with result of the first team.

## 4. DISCUSSION AND CONCLUSION

The $^{137}$Cs activity concentrations in moss measured in laboratory by the first team and measured in situ were in good agreement. The laboratory measurements in moss samples taken by different strategies showed the agrement within measurement uncertainties for $^{137}$Cs activity concentrations in all moss samples.
The project has contributed to comparability of monitoring results across countries by introducing up to date techniques for sampling, sample preparation and rapid measurement of vegetation.

## 5. ACKNOWLEDGMENT

The authors would like to thank IAEA which provided financial and technical analytical support for this work.

## 6. REFERENCE

[1] Matthias Rossbach, Jane Gerardo-Abaya, Ales Fajgelj, Peter Bode, Peter Vermaercke, Michael Bickel. Quality system implementation in Member States of the IAEA, Accred Qual Assur 10, 2006, 583–589.
[2] https://www.iaea.org/projects/tc/rer7008

# IN SITU I LABORATORIJSKO GAMASPEKTROMETRIJSKO MERENJE U MAHOVINI

**Gordana PANTELIĆ[1], Rusiyan TSIBRANSKI[2], Beata VILIMAITE-SILOBRITIENE[3], Lidija NIKOLOVSKA[4], Vesna BIGOVIĆ[5], Aniko FOLDI[6]**

*1) Univerzitet u Beogradu, Institut za nuklearne nauke „Vinča“, Beograd, Srbija, pantelic@vinca.rs*
*2) Nuklearna elektrana Kozloduj, Kozloduj, Bugarska, tzibranski@abv.bg*
*3) Agencija za zaštitu životne sredine, Viljnus, Litvanija, b.silobritiene@gmail.com*
*4) Institut za javno zdravlje, Skoplje, Makedonija, nikolovska@gmail.com*
*5) Uprava za inspekcijske poslove, Podgorica, Crna Gora, vesna.bigovic@uip.gov.me*
*6) Hungarian Atomic Energy Authority, Budimpešta, Mađarska, foldia@haea.gov.hu*

***SADRŽAJ***

*Od 7. do 11. novembra 2016. godine u Viljnusu, Litvanija, je organizovana regionalna radionica posvećena monitoringu životne sredine u toku koje je organizovana vežba koja je uključivala uzorkovanje, pripremu uzorka i gamaspektrometrijsko merenje uzorka mahovine. Formirana su tri tima od učesnika radionicekoji su prikupljali uzorke na različite načine. Istovremeno sa uzorkovanje vršeno je in situ merenje na istoj lokaciji. Rezultati merenja aktivnosti $^{137}$Cs u mahoviniu laboratoriji i merenja in situ pokazali su dobro slaganje.*

# PRIMENA MONTE-KARLO SIMULACIJA ZA *IN-SITU* GAMA SPEKTROMETRIJU

**Dušan MRĐA, Kristina BIKIT, Sofija FORKAPIĆ, Ištvan BIKIT, Jaroslav SLIVKA**

*Univerzitet u Novom Sadu, Prirodno-matematički fakultet, Novi Sad, Srbija, mrdjad@df.uns.ac.rs*

***SADRŽAJ***

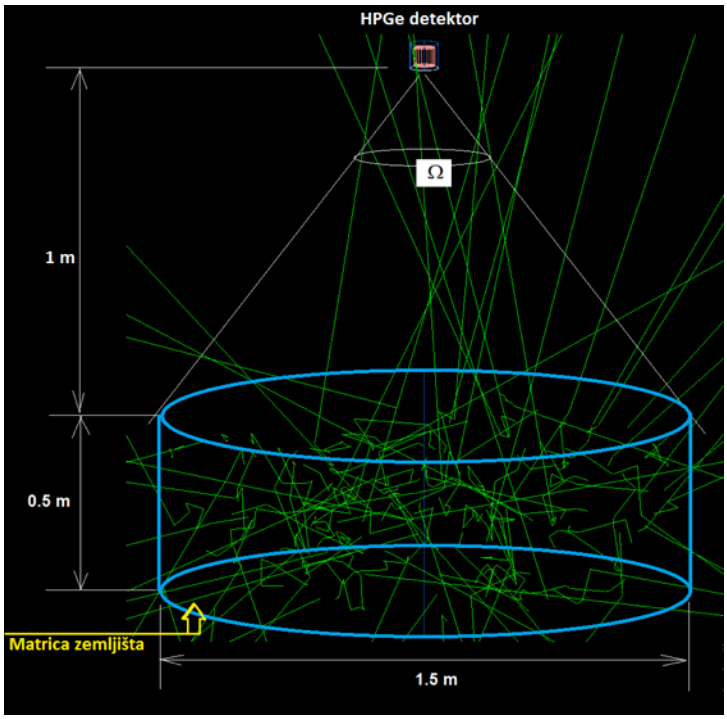
*Kako bi se dobile krive efikasnosti detekcije za In-situ merenja gama zračenja poreklom iz zemljišta, potrebno je izvršiti odgovarajuće Monte-Karlo simulacije. U simulacijama je korišćena gustina zemljišta od 1,046 g/cm$^3$, dok je elementalni sastav zemljišta u kojem se generiše gama zračenje bio: O - 47%, Si - 35%, Al - 8%, Fe – 3,9%, C – 2,1%, Ca – 1,4%, K – 1,3%, N – 0,6%, Mg – 0,6%, N – 0,1%. Matrica zemljišta je predstavljena cilindričnom zapreminom prečnika 1,5 m i debljine 0,5 m, iznad koje je na visini od 1 m postavljen germanijumski detektor. Razmatrane su homogene distribucije različitih radionuklida (Ra-226, Th-232, K-40) u matrici zemljišta. U simulacijama su dobijeni i analizirani odgovarajući gama spektri, koji uz podatke o simuliranim efikasnostima detekcije, omogućuju poređenje sa realnim eksperimentalnim merenjima i praktičnu primenu simulacionih rezultata.*

## 1. UVOD

Razvoj i primena metoda In-situ gama spektrometrije otvara mogućnost brze, detaljne i pouzdane karakterizacije određene lokacije sa aspekta distribucije radioaktivnosti, uključujući vertikalnu distribuciju radionuklida u zemljištu, koja se može koristiti za kvantifikovanje stepena erozije. U poređenju sa konvencionalnom gama spektrometrijom u laboratorijskim uslovima, na ovaj način se dobijaju reprezentativniji rezultati detekcijom gama zračenja koje potiče iz neuporedivo veće količine materijala u odnosu na tipičnu masu uzorka za laboratorijska merenja od oko 0,5 kg, čime se minimizira uticaj heterogenosti analiziranog materijala [1].

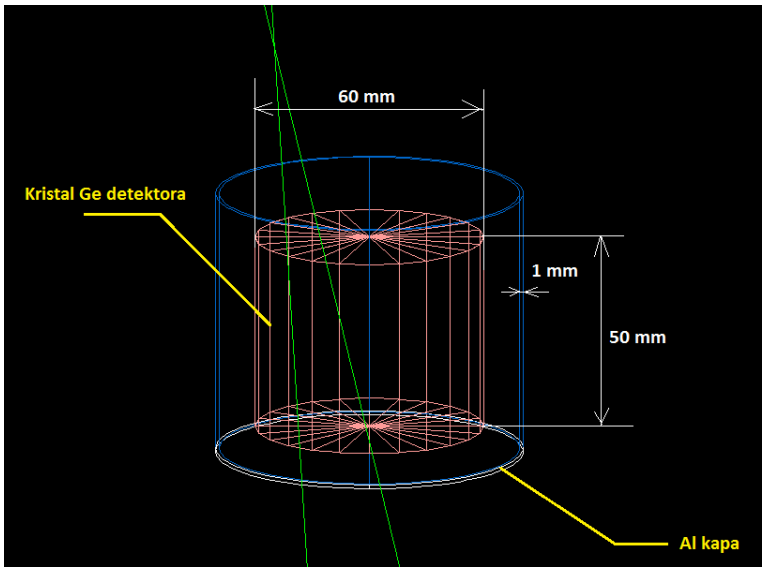
## 2. SIMULACIJA POSTAVKE HPGE DETEKTORA ZA *IN-SITU* MERENJA

Monte-Karlo simulacije realizovane su pomoću softverskog paketa Geant4 (v.9.5.0) [2]. U cilju pojednostavljenja izvršenja simulacija, matrica zemljišta iz koje se emituju gama kvanti različitih energija ograničena je na cilindričnu zapreminu prečnika 1.5 m i debljine 0,5 m, čija je gustina 1.046 g/cm$^3$ i elementalni sastav: O 47%, Si 35%, Al 8%, Fe 3,9%, C 2,1%, Ca 1,4%, K 1,3%, N 0,6%, Mg 0,6%, N 0,1%. Pri tome je pretpostavljeno da je distribucija radionuklida (Ra-226, Th-232, K-40, Cs-137, Pb-210) u matrici zemljišta uniformna. HPGe detektor sa Al kapom je smešten na visinu od 1 m iznad matrice zemljišta (sl. 1).




**Slika 1. Simulirana geometrija postavke HPGe detektora za In-Situ gama spektrometriju**

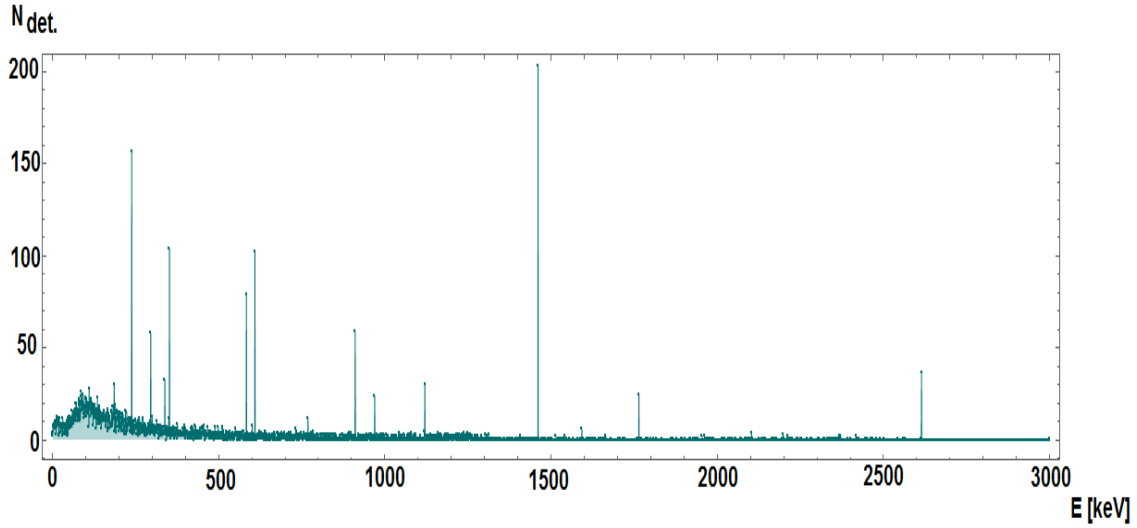
Pri ovakvoj geometriji detektorom je u simulacijama „pokriven“ prostorni ugao od približno $\Omega = \frac{1}{10}$ ($4\pi$ sr), što se u praksi može realizovati pomoću odgovarajućeg prenosnog modularnog štita, montiranog oko portabilnog detektora. Kristal HPGe detektora je imao prečnik 60 mm i visinu 50 mm (sl. 2).




**Slika 2. Dimenzije simuliranog germanijumskog detektora**

## 3. REZULTATI SIMULACIJA

Jednostavnosti radi, pretpostavljeno je da su koncentracije aktivnosti Th-232 i Ra-226 u zemljištu iste, dok je koncentracija aktivnosti K-40 bila ~ 13 puta veća u odnosu na koncentracije pomenuta dva radionuklida. Smatrano je da su svi potomci Th-232, odnosno potomci Ra-226 u radioaktivnoj ravnoteži sa Th-232, tj. sa Ra-226. Uz ove pretpostavke simulirano je $2 \cdot 10^7$ radioaktivnih raspada Ra-226, kao i $2 \cdot 10^7$ raspada Th-232, dok je broj raspada K-40 bio $26.4 \cdot 10^7$. Ovi raspadi su simulirani generisanjem odgovarajućeg broja gama kvanata različitih energija, na bazi njihovih verovatnoća emisije. To npr. podrazumeva da broj izotropno generisanih gama kvanata u $4\pi$ sr poreklom od K-40 sa energijom 1460 keV ($p_\gamma = 10.55\%$) iznosi:
$N_{\gamma 4\pi} = 26.4 \cdot 10^7 \times 0.1055 = 27{,}8 \cdot 10^6$ (to dalje znači da se u hemisferu prostora u kojoj je HPGe detektor emituje polovina, tj. $13{,}9 \cdot 10^6$ gama kvanata).
Simulirani spektar germanijumskog detektora pri navedenim uslovima i opisanoj In-Situ geometriji dat je na sl. 3.




**Slika 3. Simulirani gama spektar germanijumskog detektora**

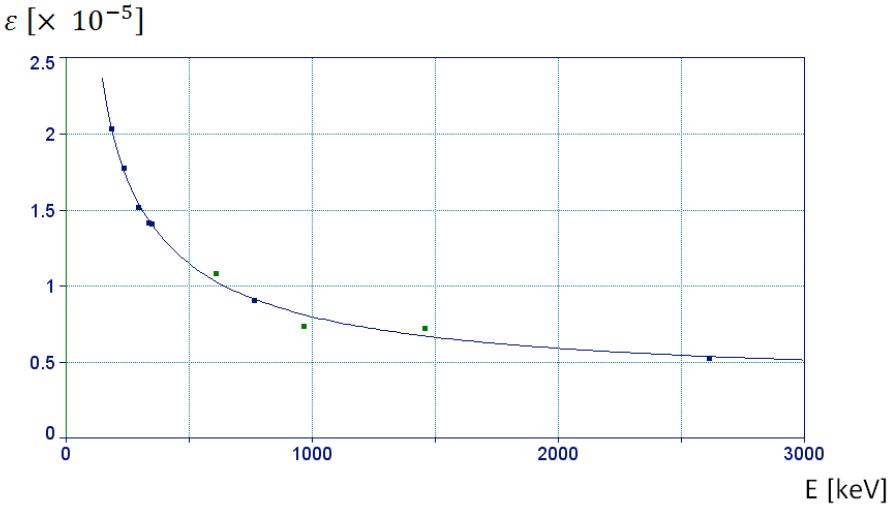
## 4. KRIVA EFIKASNOSTI ZA IN-SITU MERENJA

Dobijeni spektar poslužio je da se odredi kriva efikasnosti detekcije za In-Situ merenja pomoću HPGe detektora. Naime fotopik-efikasnosti na pojedinim energijama se mogu dobiti kao količnik broja detektovanih događaja ($N_{det.}$) pod datim fotopikom i ukupnog broja generisanih gama kvanata određene energije ($N_{\gamma 4\pi}$) u matrici zemljišta u prostorni ugao $4\pi$ sr: $\varepsilon = \frac{N_{det.}}{N_{\gamma 4\pi}}$. Iz poslednje relacije je jasno da će dobijene efikasnosti detekcije važiti univerzalno za određivanje bilo koje uniformne koncentracije radionuklida u zemljištu, bez obzira što su efikasnosti dobijene konkretno iz gornjeg spektra koji repezentuje neki pretpostavljeni fiksni odnos koncentracija radionuklida.
Simulirane efikasnosti na različitim energijama za In-Situ merenja prikazane su u tabeli 1.

**Tabela 1. Vrednosti simuliranih efikasnosti**

| Redni broj | $E_\gamma[keV]$ | ε -Efikasnost $[\times 10^{-5}]$ |
|---|---|---|
| 1. | 186 | 2,03 |
| 2. | 238,6 | 1,77 |
| 3. | 295,2 | 1,51 |
| 4. | 338 | 1,41 |
| 5. | 351,9 | 1,40 |
| 6. | 609,3 | 1,08 |
| 7. | 768,4 | 0,90 |
| 8. | 969,1 | 0,73 |
| 9. | 1460,8 | 0,72 |
| 10. | 2614,5 | 0,52 |

Relativne nesigurnosti dobijenih efikasnosti kreću se u opsegu 10%-20%. Na sl. 4 prikazana je kriva efikasnosti detekcije za In-Situ merenja, dobijena fitovanjem diskretnih vrednosti iz tabele 1, odgovarajućom funkcionalnom zavisnošću oblika: $\varepsilon = a + b/E + clnE/E^2 + d/E^2$ , gde je vrednost energije $E$ data u keV. Odgovarajuće vrednosti parametara $a, b, c$ i $d$ date su ispod grafika.




**Slika 4. Simulaciona kriva efikasnosti detekcije za *In-Situ* merenja**

## 4. DISKUSIJA I ZAKLJUČAK

Dobijena kriva efikasnosti omogućuje određivanje srednjih koncentracija aktivnosti radionuklida u zemljištu primenom *In-situ* gama spektrometrije ukoliko su ispunjeni određeni uslovi merenja koji odgovaraju simuliranim uslovima: izbor odgovarajućeg HPGe detektora i geometrija njegove postavke iznad zemljišta kao u simulaciji, izbor odgovarajućeg prostornog ugla pod kojim detektor „vidi" matricu zemljišta, kao i važenje pretpostavke o homogenoj distribuciji radionuklida u zemljištu.

## 5. LITERATURA

[1] A. Tyler. *In situ* and airborne gamma-ray spectrometry. In: Analysis of Environmental Radonuclides, edited by P. Povinec, Elsevier Science, 2008, pp. 407-448.

[2] Geant4 User's Guide for Application Developers, Version: geant4 9.5.0, 2nd December, 2011, Geant4 Collaboration.

# APPLYING OF MONTE-CARLO SIMULATIONS FOR IN-SITU GAMMA SPECTROMETRY

**Dušan MRĐA, Kristina BIKIT, Sofija FORKAPIĆ, Ištvan BIKIT, Jaroslav SLIVKA**

*University of Novi Sad, Faculty of Sciences, Novi Sad, Serbia, mrdjad@df.uns.ac.rs*

***ABSTRACT***

*In this work, the Monte-Carlo simulations for In-Situ gamma spectrometry of soil were performed. The simulated gamma spectrum, originated from K-40, as well as from members of Th-232 chain, and daughters of Ra-226, was obtained. We obtained the corresponding detection efficiency curve for HPGe detector, which can be applied for In-Situ measurement of radionuclide concentration in soil, assuming uniform radionuclide distribution.*

# POREĐENJE METODA ZA ISPITIVANJE $^{226}$Ra U VODI

**Nataša TODOROVIĆ[1], Jovana NIKOLOV[1], Ivana STOJKOVIĆ[2], Jan HANSMAN[1], Predrag KUZMANOVIĆ[1], Andrej VRANIČAR[1]**

*1) Univerzitet u Novom sadu, Prirodno-matematički fakultet, Novi Sad, Srbija, natasa.todorovic@df.uns.ac.rs*

*2) Univerzitet u Novom Sadu, Fakultet tehničkih nauka, Novi Sad, Srbija, ivana_st@uns.ac.rs*

***SADRŽAJ***

*U radu je prikazano poređenje različitih metoda i tehnika za određivanje $^{226}$Ra u vodi: tečna scinitlaciona spektrometrija (LSC), alfa spektrometrija i gama spektrometrija. Tehnikom LSC određen je sadržaj $^{226}$Ra u vodi korišćenjem sledećih metoda: standardne test metode ASTM D 7283-06 i EPA metode 913.0. Gama spektrometrijom je sadržaj $^{226}$Ra određen direktnom metodom u Marineli geometriji. Alfa spektrometrom RAD 7 određena je koncentracija aktivnosti $^{226}$Ra u vodi korišćenjem protokola Wat250. Izvršeno je poređene rezultata dobijenih ovim metodama i dat je pregled prednosti i nedostataka svake metode i tehnike. Dobijene eksperimentalne vrednosti za sve metode su date sa odgovarajućim korekcijom.*

## 1. UVOD

Pijaće vode mogu da sadrže radioaktivne izotope koji predstavljaju potencijalni rizik po zdravlje ljudi. Radioaktivnost u pijaćim vodama može biti antropogenog porekla (ispuštanjem radioaktivnog otpada ili kao posledica nuklearnih testova) ili prirodna (nastaje rastvaranjem gasova i minerala i uključuje izotope urana, torijuma i njihove potomke. Radionuklidi koji priradaju nizu uranijuma-238 dominantno doprinose radijacionom riziku usled ingestije pijaće vode [1] (UNSCEAR, 2000). Određivanje sadržaja $^{226}$Ra u prirodnim vodama je potrebno zbog procene doza usled ingestije i osobine $^{226}$Ra da se deponuje u kostima i mokraćnoj bešici [2]. Pokazano je [3] da je stopa smrtnosti usled raka kostiju značajno povišena u mestima gde voda iz vodovoda sadrži $^{226}$Ra u koncentracijama većim od 110 mBql$^{-1}$. U studiji [4] zabeležene su povećane stope oboljenja od karcinoma bešike kod muškaraca, raka dojke kod žena i raka pluća kod oba pola sa povećanjem koncentracije $^{226}$Ra u pijaćim vodama. Istraživanja [5] incidence leukemije pokazuje povezanost ovog oboljenja sa povećanom koncentracijom aktivnosti $^{226}$Ra (većom od 185 mBq l$^{-1}$) u podzemnim vodama. Zbog toga je veoma važno razviti tačne i precizne metode za ispitivanje sadržaja $^{226}$Ra u vodama za piće. Dozvoljena koncentracija aktivnosti $^{226}$Ra u pijaćoj vodi prema zakonskoj regulativi Republike Srbije iznosi 0,49 Bql$^{-1}$[6].

## 2. EKSPERIMENTALNI DEO

### 2.1. PRIPREMA UZORAKA

Standardni rastvor $^{226}$Ra (Czech Metrology Institute, Inspectorate for Ionizing Radiation, deklarisane aktivnosti $A_0$=39,67 Bq·ml$^{-1}$ na dan 1.10.2013) korišćen je za pripremu uzoraka, tabela 1. Uzorci su zakišeljeni sa $HNO_3$ i sačekano je uspostavljanje radio-aktivne ravnoteže između $^{222}$Rn i $^{226}$Ra.

**Tabela 1. Koncentracija aktivnosti $^{226}$Ra u pripremljenim uzorcima**

| Broj uzorka | $C_0$[Bq·l$^{-1}$] |
|---|---|
| 1. | 0,3970(20) |
| 2. | 1,587(8) |
| 3. | 3,966(20) |
| 4. | 5,95(3) |
| 5. | 7,93(3) |
| 6. | 9,92(5) |

## 2.2. METODE MERENJA

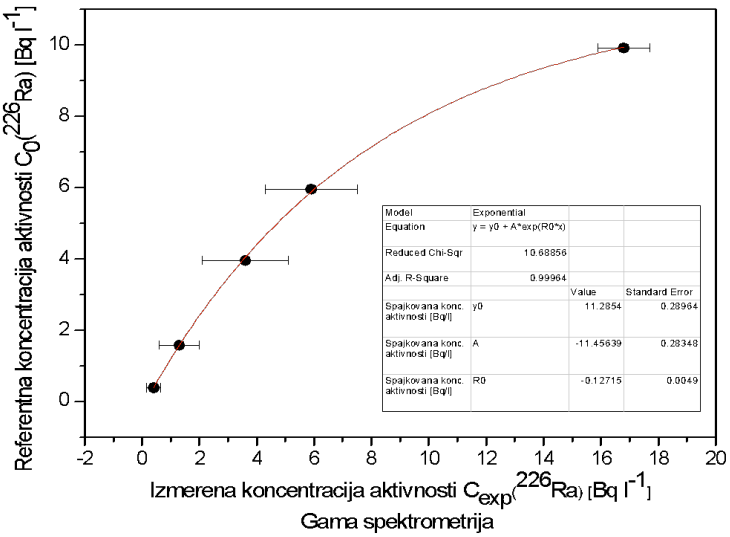
Tehnike koje su korišćene za ispitivanje $^{226}$Ra u vodi su: γ-spektrometrija, α-spektometrija detektorom RAD7 i spektrometrija tečnim scintilacionim (LSC) spektrometrom Quantulus 1220$^{TM}$. U okviru LSC tehnike za određivanje $^{226}$Ra su korišćene dve metode: EPA 913.0 [7] i ASTM D 7283-06 standardna metoda za određivanje ukupne α/β aktivnosti [8].

### 2.2.1. γ-SPEKTROMETRIJA

Svi uzorci voda mereni su u Marineli geometriji metodom γ-spektrometrije, HPGe spektrometrom proizvođača Canberra nominalne efikasnosti 35% i rezolucije (FWHM) od 1,77 keV. Pasivna zaštita detektora je izrađena od olova debljine 12 cm, sa unutrašnjim slojem od 3 mm bakra. Gama spektri su prikupljani i analizirani korišćenjem Canberra Genie 2000 softvera. Sve merne nesigurnosti su predstavljene na nivou poverenja od 95% [9].
U tabeli 2 su prikazane vrednosti koncentracija aktivnosti pripremljenih uzoraka dobijenih metodom γ-spektrometrije i odgovarajuće korekcije.

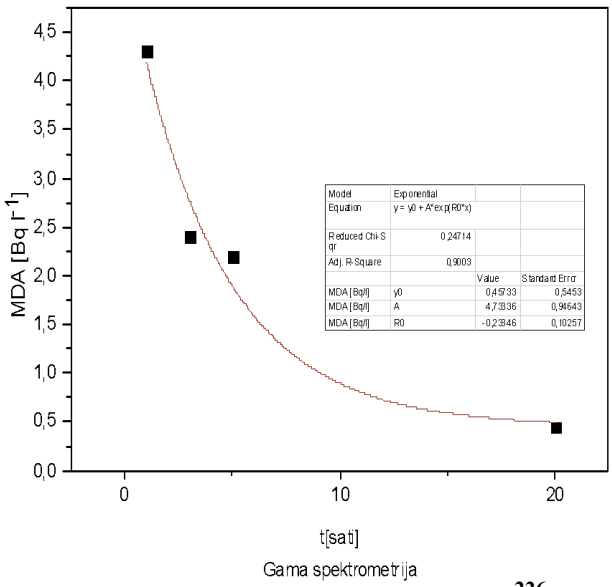
**Tabela 2. Izmerene vrednosti koncentracije aktivnosti $^{226}$Ra metodom γ-spektrometrijei odgovarajuće korekcije**

| Broj uzorka | $C_0$ [Bq·l$^{-1}$] | $C_{exp}$ [Bq·l$^{-1}$] | $C_{exp}/C_0$ | $C_{cor}$ [Bq·l$^{-1}$] | $C_{cor}/C_0$ |
|---|---|---|---|---|---|
| 1. | 0,397(2) | 0,40(24) | 1,01 | 0,39(20) | 1 |
| 2. | 1,587(8) | 1,3(7) | 0,82 | 1,6 (1,0) | 0,99 |
| 3. | 3,966(20) | 3,6(1,6) | 0,91 | 4,0(1,8) | 1,02 |
| 4. | 5,950(30) | 5,9(1,6) | 0,99 | 5,9(1,9) | 0,99 |
| 5. | 9,917(50) | 16,8(0,9) | 1,69 | 9,9(1,1) | 1 |




**Slika 1. Korelacija između referentnih i izmerenih vrednosti koncentracije $^{226}$Ra metodom gama spektrometrije**

Korelacija između referentnih i izmerenih vrednosti koncentracije aktivnosti $^{226}$Ra metodom gama spektrometrije prikazana je na slici 1. Rezultati su fitovani korišćenjem programa Origin Pro 9. Dobijena zavisnost ima oblik: $y = 11{,}2854 - 11{,}45639e^{-0{,}12715x}$, gde $y$ predstavlja referentnu koncentraciju aktivnosti $^{226}$Ra u Bql$^{-1}$, a $x$ dobijen eksperimentalni rezultat ovom metodom u Bql$^{-1}$. Korigovane vrednosti u odnosu na izmerene prikazane su u tabeli 2. Na slici 2 prikazana je zavisnost minimalne detektabilne aktivnosti (MDA) od vremena merenja. Uočava se da za 20 sati merenja MDA iznosi 0,45 Bql$^{-1}$. Ovaj rezultat je uporediv sa rezultatom datim za istu metodu u radu [10].




**Slika 2. Zavisnost minimalne detektabilne aktivnosti $^{226}$Ra (MDA) od vremena**

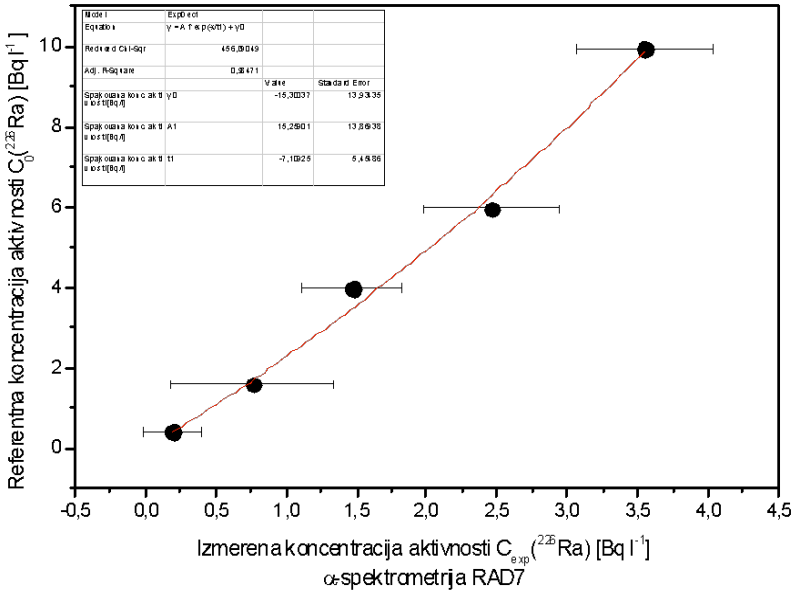
### 2.2.2. α-SPEKTROMETRIJA DETEKTOROM RAD7

RAD7 detektor proizvođača Durridge Company je poluprovodnički alfa spektrometar koji služi za merenje radona i torona u vodi. Za ispitivanje $^{226}$Ra u uzorcima voda korišćene su boce zapremine 250 ml, koje se koriste za one uzorke u kojima se ne očekuje koncentracija aktivnosti veća od 100 Bq·l$^{-1}$ (efikasnost ekstrakcije je 94%) [11]. Rezultati koji su dobijeni ovom mernom tehnikom prikazani su u tabeli 3.

**Tabela 3. Izmerene vrednosti koncentracije aktivnosti $^{226}$Ra metodom α-spektrometrije detektorom RAD 7 i odgovarajuće korekcije**

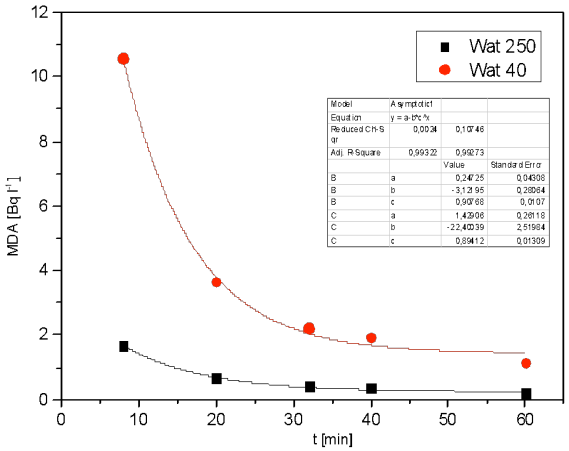
| Broj uzorka | $C_0$ [Bq·l$^{-1}$] | $C_{exp}$ [Bq·l$^{-1}$] | t [s] | $C_{exp}/C_0$ | $C_{cor}$ [Bq·l$^{-1}$] | $C_{cor}/C_0$ |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1. | 0,397(2) | 0,20(21) | 1038 | 0,50 | 0,4(4) | 1 |
| 2. | 1,587(8) | 0,8(6) | | 0,48 | 1,6(1,2) | 0,99 |
| 3. | 3,966(20) | 1,5(4) | | 0,37 | 3,5(1,1) | 0,87 |
| 4. | 5,95(3) | 2,5(5) | | 0,41 | 6,0(1,0) | 1,02 |
| 5. | 9,92(5) | 3,6(5) | | 0,36 | 9,8(1,0) | 0,99 |

Rezultati su fitovani korišćenjem softverskog programa Origin Pro 9.0 funkcijom $y$=15,25901·$e^{x/7,10925}$−15,30037, gde $y$ predstavlja referentnu koncentraciju aktivnosti $^{226}$Ra u Bql$^{-1}$, a $x$ je izmerena koncentraciju aktivnosti $^{226}$Ra, takođe u Bql$^{-1}$, slika 3. Korigovane vrednosti eksperimentalnih rezultata date su u tabeli 3, gde se iz odnosa $C_{cor}/C_0$ vidi dobro slaganje referentnih i korigovanih vrednosti koncentracija aktivnosti $^{226}$Ra.




**Slika 3. Korelacija između referentnih i izmerenih vrednosti koncentracije $^{226}$Ra metodom alfa spektrometrije RAD7 detektorom**

Za ispitivanje minimalne detektabilne aktivnosti MDA korišćena je destilovana voda. Merenja su vršena za vremena od 2, 5, 8, 10 i 15 minuta, od po četiri ciklusa za svako merenje, potom su dobijene vrednosti usrednjene. MDA je snimljena za oba protokola (Wat 250 i Wat 40). Rezultati su prikazani na slici 4.




**Slika 4. Minimalna detektabilna aktivnost (MDA) za $^{226}$Raza protokole Wat-40 i Wat-250**

### 2.2.3. ALFA/BETA SPEKTROMETRIJA TEČNIM SCINTILACIONIM DETEKTOROM QUANTULUS 1220$^{TM}$

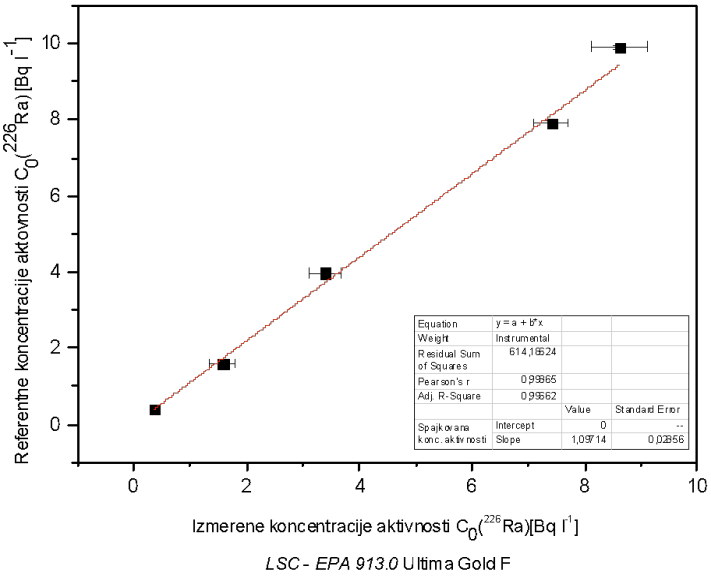
Za ispitivanje $^{226}$Ra u vodi tehnikom tečne scintilacione spektrometrije (LSC) na detektoru Quantulus 1220$^{TM}$ razvijene su dve metode: EPA 913.0 [7] i ASTM D 7283-06 standardna metoda za određivanje ukupne α/β aktivnosti [8].

#### 2.2.3.1. LSC EPA 913.0

EPA 913.0 [7] je metoda propisana od strane Agencije za zaštitu životne sredine (Environmental Protection Agency - EPA) za određivanje koncentracije aktivnosti radona na tečnom scintilacionom spektrometru (LSC). U ovom postupku se 10 ml uzorka vode (u koju je dodat standard $^{226}$Ra) prenese u stakleni vial od 20 ml u koji se potom doda 10 ml scintilacionog koktela. Radon difunduje iz uzorka u mineralno ulje (scintilacioni koktel) za koji ima mnogo veći afinitet nego za vodu. Ukupno vreme merenje svakog uzorka iznosilo je 300 minuta.

**Tabela 4. Rezultati ispitivanja $^{226}$Ra LSC EPA 913.0 [7] metodom i odgovarajuće korekcije**

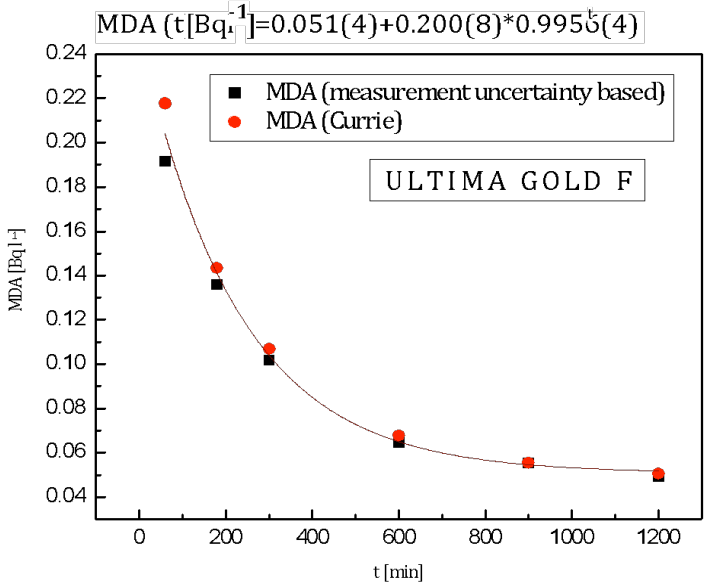
| Broj uzorka | $C_0$ [Bq·l$^{-1}$] | $C_{exp}$ [Bq·l$^{-1}$] | $C_{exp}/C_0$ | $C_{cor}$ [Bq·l$^{-1}$] | $C_{cor}/C_0$ |
|---|---|---|---|---|---|
| 1. | 0.397(2) | 0.35(7) | 0.88 | 0.38(8) | 0.97 |
| 2. | 1.587(8) | 1.57(22) | 0.99 | 1.72(24) | 1.09 |
| 3. | 3.966(20) | 3.39(27) | 0.85 | 3.7(3) | 0.94 |
| 4. | 7.9(3) | 7.4(3) | 0.93 | 8.1(3) | 1.02 |
| 5. | 9.92(5) | 8.6(5) | 0.87 | 9.4(6) | 0.95 |




**Slika 5. Korelacija između referentnih i izmerenih vrednosti koncentracije $^{226}$Ra metodom LSC EPA 913.0 [7]**

Dobijeni eksperimentalni rezultati prikazani su u tabeli 4. Uzorci sa Ultima Gold F scintilacionim koktelom su dali najbolje poklapanje u odnosu na referentne vrednosti. Dobro slaganje pokazuje i sam odnos $C_{exp}/C_0$ koji se kreće u intervalu od 0,85 kod uzorka broj 3 do 0,99 za uzorak broj 2.

Korelaciona funkcija prikazana je na slici 5. Primećuje se veoma dobra saglasnost eksperimentalnih i referentnih vrednosti i bez same korekcije, a to potvrđuje i veoma mali korekcioni faktor koji iznosi 1.1.




**Slika 6. Minimalna detektabilna aktivnost (MDA) za $^{226}$Ra za metodu LSC EPA 913.0 [7]**

MDA za metodu EPA 913.0 [7] prikazana je na slici 6 i iznosi 0,1 $Bq \cdot l^{-1}$, za 300 minuta merenja.

### 2.2.3.1. LSC - ASTM D 7283-06 STANDARDNA METODA ZA ODREĐIVANJE UKUPNE ALFA/BETA AKTIVNOSTI

ASTM D 7283-06 [8] standardnom metodom se određuju ukupne koncentracije alfa i beta aktivnosti u homegenizovanom uzorku vode. Odmah po uzorkovanju, uzorak vode se konzervira 2 M azotnom kiselinom (5 - 10 ml 2 M azotne kiseline po litru uzorka) da bi se pH vrednost dovela do ≤ 2, i da bi se eliminisao uticaj polimerizacije, stvaranja koloidnih formacija i prekoncentrovanja sporim uparavanjem. Uzorak vode se zatim filtrira kroz 0,45 μm filter papir. Zakišeljeni uzorak se čuva najmanje 16 h pre početka analiziranja (a najduže 4 dana nakon kojih je potrebno ponovo proveriti pH i eventualno ponoviti dodavanje 2 M azotne kiseline) i zatim polako uparava do suvog ostatka. Zapremina vode koja se uparava određuje se tako da masa suvog ostatka ne bude veća od najveće mase suvog ostatka kalibracionog standarda. Suvi ostatak uzorka se koristi kao QIP (*Quench IndicatingParameter*), i rastvara sa 5 ml 0,1 M $HNO_3$ nakon čega mu se dodaje 15 ml scintilacionog koktela. Uzorak treba da bude bistar homogeni rastvor bez vidljive fazne separacije.

Ovako pripremljeni uzorci mere se u prethodno kalibrisanom tečnom scintilacionom brojaču. Merenja standarda i uzoraka trebaju vrše se na istim operativnim parametrima instrumenta i na istoj temperaturi (pri hlađenju uzoraka moguće je da se pojavi fazna separacija). Odnos zapremine uzorka prema zapremini scintilacionog koktela treba da osigura homogenost smeše.

Za merenje ukupne alfa i ukupne beta aktivnosti tečnih uzoraka, scintilacioni brojač se mora kalibrisati tako što se određuje efikasnost detekcije za alfa česticu u alfa regionu od interesa (ROI), efikasnost za detekciju alfa čestice u beta ROI, efikasnost detekcije beta čestice u beta ROI i efikasnost detekcije beta čestice u alfa ROI za različite mase suvog ostatka kalibracionog izvora u rasponu od 0 do 500 mg. Optimalni prozor, odnosno ROI, u alfa- i beta- višekanalnim analizatorima (MCA) postavlja se tako da faktor dobrote ($FOM$) bude što veći uz zahtev da svi radionuklidi od interesa budu uključeni u region. Za neprigušeni uzorak, većinu alfa emitera pokriva ROI od 400 - 700 keV. Za smešu 5 ml uzorka i 15 ml koktela utvrđeno je da energetski opseg 50 - 400 keV uključuje sve alfa emitere od opšteg interesa. Za beta emitere taj opseg je 0 - 2000 keV.

Efikasnost detekcije α/β komponenti zavisi od energije alfa i beta emitera kalibracionih standarda, stoga je poželjno da se energije alfa i beta emitera prisutnih u merenim uzorcima ne razlikuju previše od energija upotrebljenih referentnih standarda radi dobijanja što preciznijih rezultata.

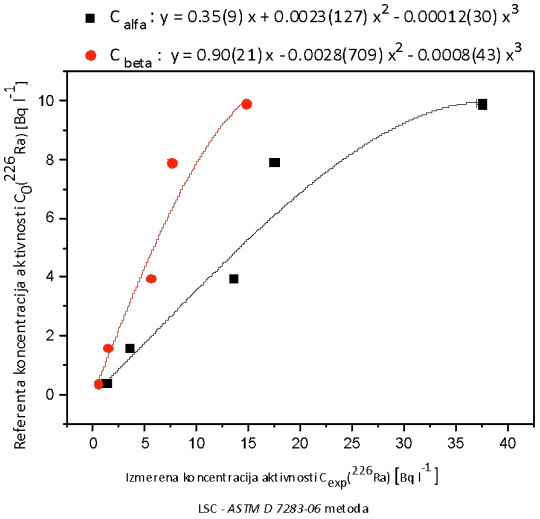
Tečni scintilacioni spektrometar Quantulus 1220™ je posebno pogodan za merenja ukupne alfa/beta aktivnosti jer omogućuje simultano generisanje α/β spektara uzorka zahvaljujući analizatoru oblika impulsa PSA (*Pulse Shape Analysis*). Pravilno podešavanje PSA diskriminatora osigurava dobijanje tačnih i pouzdanih rezultata. Da bi se omogućilo razlikovanje alfa od beta događaja u spektru, i dodatno redukovali pozadinski efekti, potrebno je pre početka merenja na detektoru podesiti PSA parametar pomoću kalibracionih standarda $^{241}Am$ i $^{90}Sr/^{90}Y$. Ovi standardi pripremaju se sa scintilacionim koktelom u istoj hemijskoj kompoziciji kao i očekivani uzorci za analizu. Procedura kalibracije podrazumeva snimanje spektara standarda pri različitim PSA

nivoima. Optimalna vrednost PSA parametra zavisi od nivoa i tipa (hemijskog ili obojenog) prigušenja prisutnog u uzorku, zatim od vrste radionuklida i (maksimalne) energije radionuklida. Dalje, optimalna vrednost PSA parametra karakteristična je za određeni tip viala, scintilacioni koktel i celokupni hemijski sastav uzorka i treba je podesiti za dati instrument na kom se vrši detekcija.
Rezultati dobijeni ovom metodom prikazani su u tabeli 5. Vreme merenja svih uzoraka je iznosilo 300 minuta.

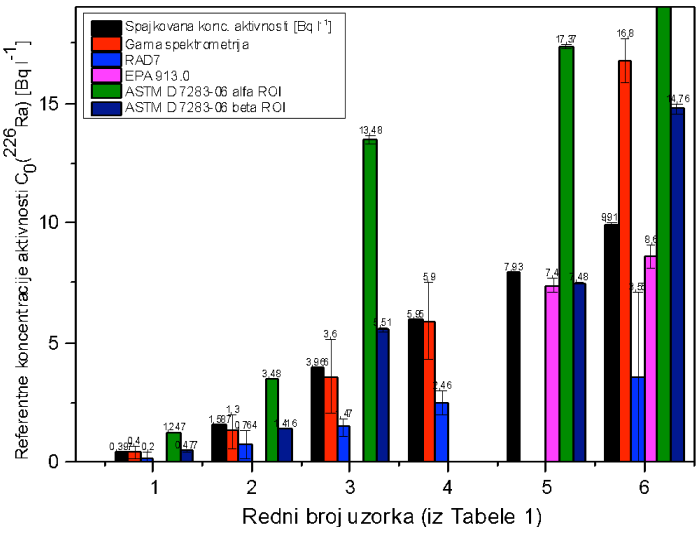
**Tabela 5. Rezultati isptivanja $^{226}$Ra LSC ASTM D 7283-06 [8] metode i odgovarajuće korekcije**

| Broj uzorka | $C_0$ [Bq·l$^{-1}$] | $C_{exp}$ [Bq·l$^{-1}$] | $C_{cor}$ [Bq·l$^{-1}$] | $C_{cor}/C_0$ | $MDA_\alpha$ [Bq·l$^{-1}$] | $MDA_\beta$ [Bq·l$^{-1}$] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1. | 0,3967(20) | $C_\alpha$=1,247(20)<br>$C_\beta$=0,477(22) | $C_\alpha$=0,440(20)<br>$C_\beta$=0,429(22) | 1,11<br>1,08 | 0,04 | 0,03 |
| 2. | 1,587(8) | $C_\alpha$=3,48(3)<br>$C_\beta$=1,416(25) | $C_\alpha$=1,24 (3)<br>$C_\beta$=1,267(25) | 0,78<br>0,80 | 0,06 | 0,03 |
| 3. | 3,967(20) | $C_\alpha$=13,48(17)<br>$C_\beta$=5,51(9) | $C_\alpha$=4,84(17)<br>$C_\beta$=4,74(9) | 1,22<br>1,19 | 0,13 | 0,03 |
| 4. | 7,93(4) | $C_\alpha$=17,37(10)<br>$C_\beta$=7,48(5) | $C_\alpha$=6,14(10)<br>$C_\beta$=6,24(5) | 0,77<br>0,79 | 0,15 | 0,03 |
| 5. | 9,92(5) | $C_\alpha$=37,4(4)<br>$C_\beta$=14,76(18) | $C_\alpha$=10,0(4)<br>$C_\beta$=10,10(18) | 1,01<br>1,02 | 0,21 | 0,03 |

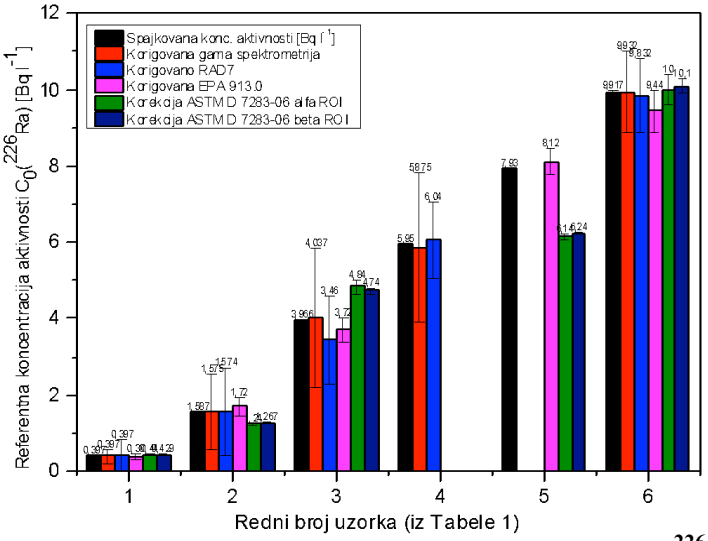
Nakon izvršene korekcije funkcijama datim na slici 7 dobijaju se vrednosti čije je slaganje sa refrentnim vrednostima znatno poboljšano, što potvrđuje i odnos $C_{cor}/C_0$ (tabela 5). Jasno se može uočiti da su izmerene vrednosti za ukupnu alfa aktivnost znatno više od referentnih, dok je mnogo bolje slaganje između izmerenih i referentnih vrednosti za ukupnu beta aktivnost. Može se zaključiti da kalibracija dektektorskog sistema sa $^{241}$Am i $^{90}$Sr/$^{90}$Y daje bolje rezultate određivanjem koncentracije aktivnosti $^{226}$Ra preko potomaka $^{214}$Pb i $^{214}$Bi, koji su beta emiteri.




**Slika 7. Korelacione funkcije između referentnih i izmerenih vrednosti za koncentracije $^{226}$Ra u alfa i beta regionu, metoda LSC ASTM D 7283-06 [8]**




**Slika 8. Poređenje izmerenih koncentracija aktivnosti $^{226}$Ra za sve četiri metode**




**Slika 9. Poređenje korigovanih koncentracija aktivnosti $^{226}$Ra optimalnim funkcijama za sve četiri metode**

## 3. ZAKLJUČAK

U radu je prikazano poređenje različitih mernih tehnika i metoda za određivanje $^{226}$Ra u vodi. Poređenje rezultata prikazano je na slikama 8 i 9. MDA za $^{226}$Ra u vodi određen gama spektrometrijom iznosi 0,45 Bq·l$^{-1}$ za 20 h merenja, alfa spektrometrijom na RAD 7 detektoru granica detekcije za protokol WAT 250 iznosi 0,21 Bql$^{-1}$ za 60 minuta merenja, za LSC mernu tehniku (EPA 913.0 metoda) MDA iznosi 0.1 Bql$^{-1}$ za 300 minuta merenja, a za LSC (ASTM D 7283-06) je 0,03 Bql$^{-1}$ u β ROI za 300 minuta merenja. Na osnovu dobijenih vrednosti, može se zaključiti da je najbolje rezultate dala LSC - EPA 913.0 [7] metoda na tečnom scintilacionom detektoru. Metoda je brza, uzorak ne zahteva nikakvu hemijsku pripremu, zapremina uzorka iznosi svega 10 ml, a rezultat se dobija za 300 minuta.

## 4. ZAHVALNICA

Autori se zahvaljuju na finansijskoj pomoći Pokrajinskom Sekretarijatu za visoko obrazovanje i naučno-istraživačku delatnost u okviru projekta "Radionuklidi u pijaćoj vodi i incidenca karcinoma u Vojvodini" broj 114-451-2405/2016 i Ministarstu prosvete, nauke i tehnološkog razvoja Republike Srbije u okviru projekata broj OI171002 i III43002.

## 5. LITERATURA

[1] UNSCEAR, Sources and effects of ionizing radiation. Vol. 1: Sources United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. United Nations, New York 2000.

[2] S. Konjević, M. Vukotić, R. Radovanović. Radijum 226 u pijaćim vodama u Baranji. *10. Simpozijum Jugoslovenskog društva za zaštitu od zračenja*, 29. Maj-10. Jun 1979, Aranđelovac, 367-371.

[3] N.J. Petersen, L.D. Samuels, H.F. Lucas, S.P. Abrahams. An epidemiologic approach to low-level radium 226 exposure. *Public Health Rep* 81(9), 1966, 805–814.

[4] J.A. Bean, P. Isacson, W.J. Hausler, J. Kohler. Drinking water and cancer incidence in Iowa. I. Trends and incidence by source of drinking water and size of municipality. *Am J Epidemiol* 116(6), 1982, 912–923.

[5] G.H. Lyman, C.G. Lyman, W. Johnson. Association of leukemia with radium groundwater contamination. *JAMA* 254(5), 1985, 621–626.

[6] Pravilnik o granicama sadržaja radionuklida u vodi za piće, životnim namirnicama, stočnoj hrani, lekovima, predmetima opšte upotrebe, građevinskom materijalu i drugoj robi koja se stavlja u promet. "Sl. glasnik RS", br. 86/2011 i 97/2013.

[7] EPA Method, 913.0, Determination of radon in drinking water by liquid scintillation counting. Radioanalysis Branch, Nuclear Radiation Assessment Division, En- vironmental Monitoring Systems Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency Las Vegas Nevada 89119, 1991.

[8] ASTM D 7283–06, Standard Test Method for Alpha– And Beta– Activity in Water By Liquid Scintillation Counting, 100 Barr Harbor Drive, PO Box C700, West Conshohocken, PA 19428–2959, United States, 2009.

[9] N. Todorović, S. Forkapić, I. Bikit, D. Mrđa, M. Vesković.,S. Todorović. Monitoring for exposures to TENORM Sources in Vojvodina region. *Radiat Prot Dosim* 144(1–4), 2011,655–658.

[10] M. Köhlera, W. Preußeb, B. Gleisberga, I. Schäfera., T. Heinrichb, B. Knobusb. Comparison of methods for the analysis of 226Ra in water samples, *Applied Radiation and Isotopes* 56, 2002, 387–392.

[11] RAD7 RADON DETECTOR, User Manual. DURRIDGE radon instrumentation, Revision 7.4.2, DURRIDGE Company, 2017.

# DIFFERENT TECHNIQUES FOR $^{226}$RA DETERMINATION IN WATER SAMPLES

**Nataša TODOROVIĆ[1], Jovana NIKOLOV[1], Ivana STOJKOVIĆ[2],Jan HANSMAN[1], Predrag KUZMANOVIĆ[1], Andrej VRANIČAR[1]**

*1) University of Novi Sad, Faculty of Sciences, Novi Sad, Srbija, natasa.todorovic@df.uns.ac.rs*

*2) University of Novi Sad, Faculty of Technical Sciences, Novi Sad, Srbija, ivana_st@uns.ac.rs*

***ABSTRACT***

*The measurement of $^{226}$Ra in natural water samples is important because it is one of the most hazardous elements with respect to internal radiation exposure. Therefore, in the monitoring studies it is desirable to have a precise and accurate technique for the determination of the activity concentration of this radionuclide.*

*This paper presents a comparison of different techniques and methods for $^{226}$Ra in water samples spiked with different concentrations of $^{226}$Ra isotope: LSC (Liquid Scintillation Counting), alpha and gamma spectrometry. An overview of the advantages and disadvantages of each techniques are presented. $^{226}$Ra in water samples were determined by gamma spectrometry using direct method (untreated water samples) and by RAD7 solid state detector. For $^{226}$Ra determination by LSC two different methods were tested: ASTM D 7283-06 Standard test method for alpha and beta activity in water by liquid scintillation and EPA Method 913.0 for radon determination in drinking water.*

# RADIJUM U VODI: DETEKCIJA VOLUMINOZNIH UZORAKA NaI DETEKTOROM OBLIKA JAME

**Andrej VRANIČAR[1], Nataša TODOROVIĆ[1], Jovana NIKOLOV[1], Branislava TENJOVIĆ[1], Ivana STOJKOVIĆ[2], Nikola JOVANČEVIĆ[1], Jan HANSMAN[1], Miodrag KRMAR[1]**

*1) Univerzitet u Novom Sadu, Departman za fiziku, Novi Sad, Srbija, andrej.vranicar@df.uns.ac.rs*

*2) Univerzitet u Novom Sadu, Fakultet tehničkih nauka, Novi Sad, Srbija, ivana_st@uns.ac.rs*

***SADRŽAJ***

*Zbog svoje visoke efikasnosti, NaI detektor oblika jame je odličan izbor za detekciju niskih aktivnosti, pogotovo kod uzoraka uzetih iz prirode. No velik prostorni ugao kojeg aktivna zapremina detektora oblika jame zauzima, neminovno dovodi do efekta koincidentnog sumiranja. Na osnovu većeg broja gama spektara rastvora radijuma je ispitan uticaj koincidentnog sumiranja na efikasnost detekcije u cilju razvijanja brzog i pouzdanog metoda za merenje radijuma u pijaćim vodama. Razvijen je i nov "grafički" metod za određivanje praga detekcije koji je ispitan na primeru voluminoznih uzoraka male aktivnosti.*

## 1. UVOD

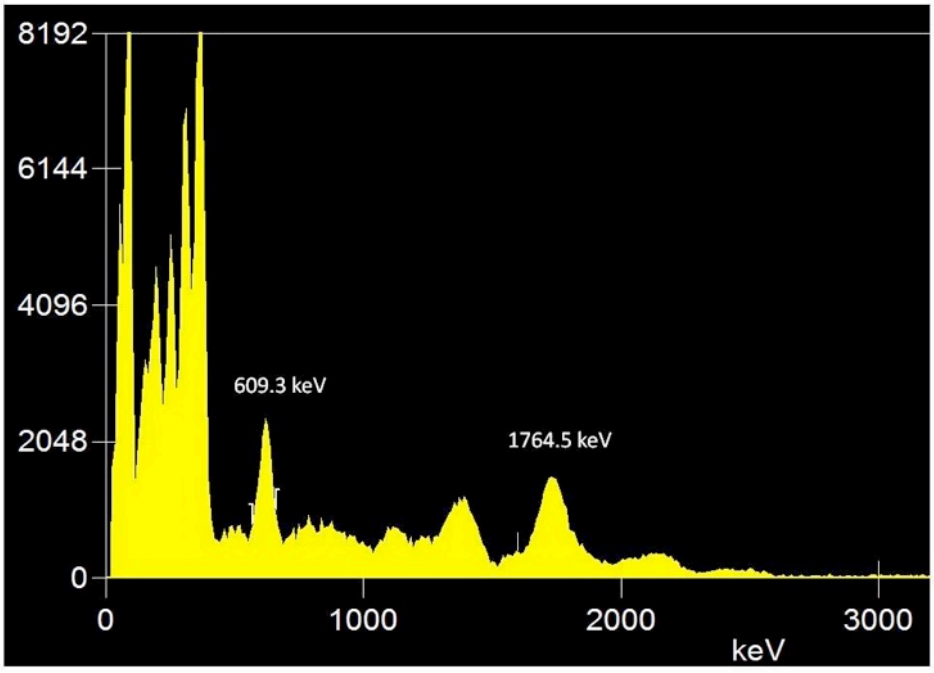
Prisutnost radionuklida u pijaćim vodama se rutinski kontroliše i u toj oblasti postoji precizna zakonodavna regulativa [1].Nekoliko različitih mernih tehnika se koristi u ovoj oblasti, a jedan od propisanih metoda je i gama spektroskopija. Kako je granica dozvoljenih koncentracija radionuklida u vodi za piće veoma niska (0,5 Bq/l $^{226}$Ra na primer) posvećena je velika pažnja razvoju gamaspektrometrijskih tehnika merenja. Jedan od načina je da se izvrši prekoncentracija uparavanjem veće količine vode, da bi se ostatak merio pomoću HPGe detektora u odgovarajućoj niskofonskoj zaštiti. Moguća je i upotreba jonoizmenjivačkih smola, ali oba metoda zahtevaju dugo vreme pripreme uzorka kao i veoma preciznu kalibraciju celokupnog postupka. Direktno merenje uzorka vode, bez prethodne pripreme se do sada izvodilo u Marineli geometriji, a najmanja granica detekcije uglavnom zavisi od količine tečnosti, efikasnosti detektora, kvaliteta niskofonske zaštite itd.

Osnovna ideja ovog rada je da se ispitaju mogućnosti upotrebe NaI detektora oblika jame u merenju niskih aktivnosti radionuklida u vodi za piće. U te svrhe je upotrebljen Anti-Compton Suppression NaI detector. Ovaj detektor ima oblik cilindra dijametra od 9" (22,9 cm) i visine od 9" (22,9 cm). U sredini cilindra je jama prečnika 3" (7,6 cm) dubine 6" (15,2 cm). Osnovna prednost ovog detektora je znatno veća efikasnost detekcije u odnosu na HPGe detektore [2]. Osnovni problem koji je u ovom radu analiziran je pojava koincidentnog sumiranja signala. Naime, s obzirom da detektor oblika jame skoro sa svih strana okružuje mereni uzorak, velika je verovatnoća da dođe do sumiranja signala koji slede nakon emisije dva gama fotona u kaskadi. S obzirom da NaI detektor oblika jame ima veliku efikasnost, početna namera je bila da se istraže mogućnosti pouzdanog merenja koncentracije radijuma pri čemu voda ne bi bila prethodno tretirana uparavanjem ili nekom hemijskom procedurom. Uzorak vode bi se pakovao u pogodnu geometriju, da

semaksimalnom količinom popuni jama detektora. Na taj način bi se izbegao dug proces uparavanja ili hemijske pripreme uzorka.

## 2. OPIS EKSPERIMENTA

Poznatoje da preko 95% od ukupnog gama zračenja svih radionuklida niza $^{238}$U potiče od potomaka $^{226}$Ra, pri čemu preko 90% od toga emituje $^{214}$Bi. I kod niza $^{232}$Th, preko 95% gama zračenja emituju potomci $^{228}$Ra. U gama spektrima svih prirodnih uzoraka u kojima postoji $^{238}$U veoma lako se uočavaju intenzivne linije iz raspada $^{214}$Bi sa energijama od 609,3 keV, 1120,3 keV, 1238,1 keV, 1377,7 keV, 1729,6 keV, 1764,5 keV itd. Na osnovu ovih gama linija se veoma jednostavno može odrediti prisutvo $^{214}$Bi u merenom uzorku, a ako su ispunjeni uslovi radioaktivne ravnoteže, lako se dobija koncentracija $^{226}$Ra, merenjima niskofonskim HPGe detektorskim sistemima. Struktura pobuđenih nivoa $^{214}$Po, koji nastaje raspadom $^{214}$Bi je prilično kompleksna. Prvi pobuđeni nivo ima energiju od 609,3 keV, ali zbog pogodnih spinskih sekvenci, veliki broj pobuđenih stanja $^{214}$Po se deekscitiraju baš na ovaj nivo. To znači da se foton od 609,3 keV u velikom broju slučajeva emituje u kaskadi sa nekim drugim fotonom. Kod detektora tipa jame, gde je uzorak praktično sa svih strana okružen aktivnom zapreminom, velika je verovatnoća koincidentnog sumiranja. Iz tog razloga će intenzitet pika od 609,3 keV u spektru biti prividno manji nego što bi bio da koincidentno sumiranje ne postoji. Na slici 1 je prikazan jedan karakterističan spektar dobijen merenjem vodenog rastvora $^{226}$Ra.




**Slika 1. Karakterističan spektar vodenog rastvora $^{226}$Ra snimljen NaI detektorom oblika jame**

Sa slike 1 se lako može uočiti da su za određivanje koncentracija $^{226}$Ra najpogodnije izolovane gama linije od 609,3 keV i 1764,5 keV. Na samom početku spektra se vide četiri gama linije koje se delimično preklapaju: 186,1 keV ($^{226}$Ra), 238,6 keV ($^{212}$Pb), 295,2 i 351,9 keV ($^{214}$Pb) što ih čini manje pogodnim za gama spektrometrijske analize NaI detektorom. Sa slike 1 se može videti da gama linije od 609,3 keV i 1764,5 keV imaju slične intenzitete, mada je kvantni prinos fotona od 609,3 keV tri puta veći od kvantnog

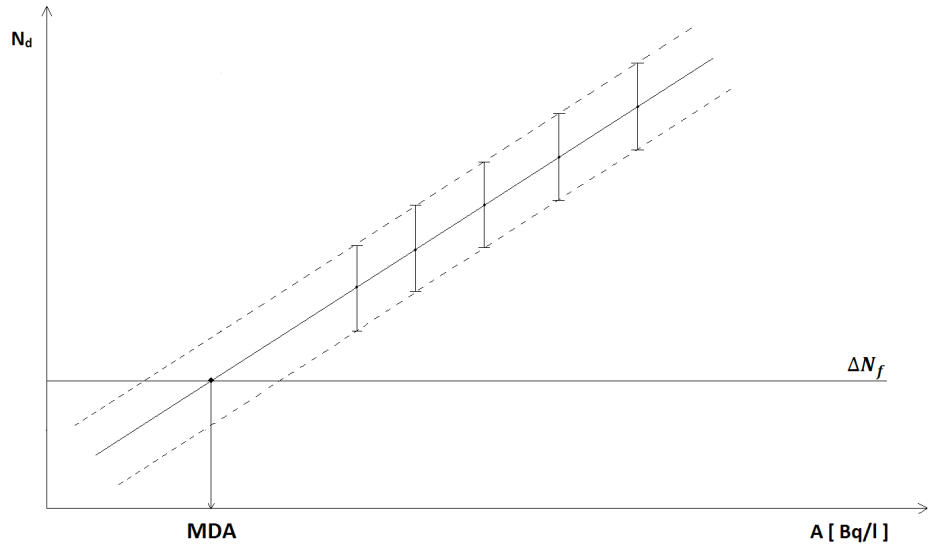
prinosa fotona od 1764,5 keV. Evidentno je da koincidentnim sumiranjem fotoni od 609,3 keV bivaju uključeni u neki od pikova više energije. Sa slike 1 se može videti da gama linija od 1764,5 keV ima nepravilan oblik i nešto malo veću širinu. Postoji nekoliko relativno intenzivnih prelaza koji se odvijaju sa viših energetskih stanja na nivo od 609,3 keV koji nakon sumiranja daju energiju koja se nalazi u opsegu pika od 1764,5 keV merenog NaI detektorom. Sedam gama prelaza sa kvantnim prinosom preko 1% od 1120,3 keV do 1408,0 keV se odvija na nivo od 609,3 keV sa velikom verovatnoćom sumiranja.

Proces određivanja nepoznate koncentracije aktivnosti nekog radionuklida u merenom uzorku se zasniva ne relativnom merenju, gde se apsolutna efikasnost detektora dobija merenjem spektra nekog standardnog ili kalibracionog uzorka. Uz pretpostavku da se koincidentno sumiranje odvija na isti način prilikom snimanja spektra kalibracionog izvora kao i nepoznatog uzorka, moguće je odrediti koncentraciju aktivnosti posmatranog radionuklida i bez posebne analize efekata sumiranja. Osnovna pretpostavka da bi jedan ovakav sistem funkcionisao je da sama efikasnost detekcije na nekoj odabranoj energiji ne zavisi od aktivnosti uzorka. Ovaj uslov implicitno podrazumeva da sam proces koincidentnog sumiranja nije zavistan od brzine brojanja detektora. Poznato je da se koincidentno sumiranje odvija u većoj meri kada je brzina brojanja reda veličine vremenske rezolucije detektora i to zbog znatno većeg doprinosa koincidentnog brojanja koje ne potiče od pravih koincidencija, tj. od slučajnih koincidencija. Do slučajnih koincidencija dolazi prilikom prilikom sumiranja energija dva fotona koji su emitovani iz vremenski bliskog raspada dva različita jezgra. No, kako se u našem slučaju radi o merenjima relativno niskih aktivnosti radionuklida, ispod praga ustanovljenog zakonodavnom regulativom, moguće je očekivati da se kod uzoraka male aktivnosti efekat sumiranja gama fotona koji potiče od slučajnih koincidencija neće pojaviti u nekoj ozbiljnijoj meri. Možemo pretpostaviti da se kod uzoraka male aktivnosti pojavljuju samo prave koncincidencije do kojih dolazi sumiranjem energija dva fotona koja se iz istog jezgra emituju u kaskadi.

Da bi se ustanovila zavisnost apsolutne efikasnosti detekcije od aktivnosti uzorka, napravljeno je nekoliko vodenih rastvora $^{226}$Ra u opsegu od 0,05 Bq/l pa sve do 50 Bq/l. Ovi su vodeni rastvori sipani u plastične bočice dimenzija d = 7 cm i h = 14 cm. Nakon perioda odležavanja, dovoljno dugačkog da se dobije radioaktivna ravnoteža svih potomaka $^{226}$Ra, uzorci su mereni u NaI detektoru oblika jame u različitim vremenskim intervalima, od 10 do 40 hiljada sekundi. Jedan karakterističan gama spektar, sa aktivnošću $^{226}$Ra od 10 Bq/l, sniman $40 \cdot 10^3$ s je prikazan na slici 1.

Intenziteti gama linija su izračunavani upotrebom GENIE 2000 softvera, i to u interaktivnom modulu rada gde su parametri fita prilagođavani obliku svake pojedinačne linije. Kalibracija na oblik linije (shape kalibracija) je izvršena upotrebom kalibracionog izvora $^{152+154}$Eu. Zbog veličine i velike efikasnosti detekcije NaI ima relativno velik fon, tj. registruje relativno velik intenzitet pozadinskog zračenja (37 impulsa po sekundi u energetskom intervalu od 0 MeV do 3 MeV). Da bi se na bolji način uočile gama linije, od svakog gama spektra merenog uzorka oduzet je fon meren u jednakom vremenskom intervalu. Na ovaj način je dobijen znatno čistiji spektar u kome su se bolje uočavale gama linije na niskoj pozadini. I ovako dobijeni spektri su ručno obrađeni GENIE 2000 softverom da bi se dobili intenziteti odabranih gama linija. U svim spektrima je gama linija na 609,3 keV tretirana kao singl linija, dok je u oblasti od 1764,5 keV zadato da se eksperimentalne tačke fituju na dublet gde je širina linija zadata merenjima kalibracionog izvora od europijuma.

Eksperimentalni materijal dobijen merenjima je bio pogodan da se testira nova metoda za određivanje praga detekcije, ili minimalne detektabilne aktivnosti. Ukoliko se grafički prikaže zavisnost odbroja ispod pika neke odabrane gama linije $N_\gamma$ od aktivnosti izvora zračenja, u slučajevima kada mrtvo vreme detektora nije jako veliko, trebala bi se dobiti linearna zavisnost, baš kao što je šematski prikazano na slici 2. Na isti grafik u vidu horizontalne linije se može predstaviti numerički kriterijum putem koga se određuje prag detekcije u gama spektroskopiji. Obično se za donji prag ispod koga nije moguće uočiti doprinos nekog gama prelaza posmatranom spektru smatra statistička neodređenost fona u tom energetskom intervalu. Ako je odbroj detektovan u fonskom spektru $N_f$ u istoj energetskoj oblasti u kojoj se integrali intenzitet posmatrane gama linije tada se za statističku neodređenost uzima da je $\Delta N_f = \sqrt{N_f}$ ukoliko se za grešku uzima nivo poverenja od jedne standardne devijacije σ. Ova se vrednost nanese u vidu horizontalne linije na grafiku. Eksperimentalne tačke, tj. vrednosti intenziteta gama linija se takođe određuju sa izvesnom neodređenošću, što je na slici 2 prikazano. Ova neodređenost ima statističku prirodu i zavisi od ukupnog odbroja, kao i od načina kako je intenzitet gama linije određen. Recimo da se svaka vrednost intenziteta gama linije može prikazati kao $N_\gamma \pm \Delta N_\gamma$. Ukoliko bi se tačke koje se dobijaju kao donje vrednosti intervala neodređenosti $N_\gamma$-$\Delta N_\gamma$ spojile pravom linijom, ona bi se presekla sa horizontalom koja predstavlja neodređenost fona. Minimalna detektabilna aktivnost bi se mogla smatrati onom vrednošću na kojoj se presecaju linije $N_\gamma$-$\Delta N_\gamma$ i horizontala sa vrednošću $\Delta N_f = \sqrt{N_f}$. Vrednost apscise na kojoj dolazi do preseka ove dve linije se može smatrati minimalnom detektabilnom aktivnošću za odabrani nivo poverenja. Ovo bi bila najmanja aktivnost za koju bi kompletan interval statističke neodređenosti intenziteta gama linije bio izvan nivoa neodređenosti fona $\Delta N_f = \sqrt{N_f}$.

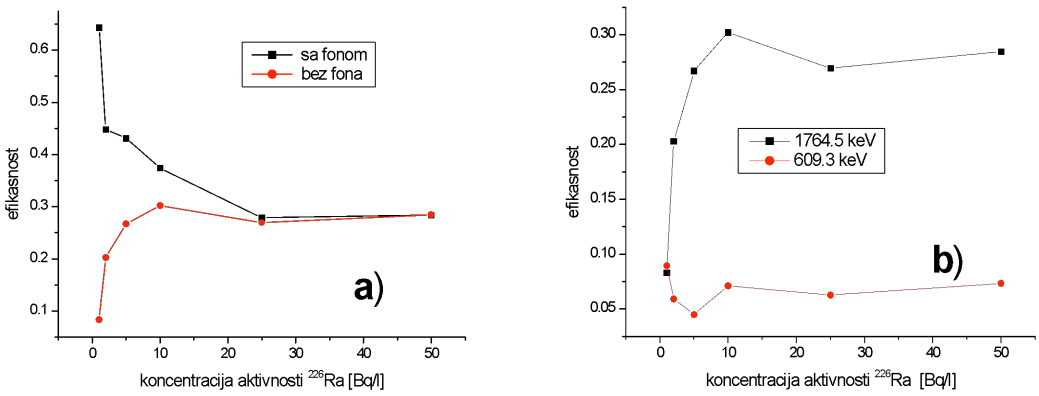



**Slika 2. Šematski prikaz metoda za određivanje minimalne detektabilne aktivnosti**

## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

Na osnovu intenziteta dobijenih gama linija i poznatih koncentracija aktivnosti upotrebljenih rastvora $^{226}$Ra, izračunate su apsolutne efikasnosti detekcije za energije od 609,3 keV i 1764,5 keV. Upotrebljeni su gama spektri koji su mereni 40000 s. Identična procedura je upotrebljena za slučaj kada je od gama spektra uzorka oduzet fon, kao i

случај када одузимање фона није извршено. I фон је мерен 40000 s. На слици 3 су приказане вредности ефикасности за детекцију фотона од 1764,5 keV са и без одузимања фона.




**Slika 3. Izračunate efikasnosti detekcije: a) za energiju od 1764.5 keV sa i bez oduzimanja fona i b) za energije 1764.5 keV i 609.3 keV sa oduzetim fonom**

Na slici 3 a) se može videti da se efikasnosti izračunate sa i bez oduzimanja fona dobro slažu za veće koncentracije, ali pri malim vrednostima koncentracija aktivnosti dolazi do znatnih razlika. Svi rezultati prikazani na slici 3 su dobijeni za merenja dužine trajanja od 40000 s. S obzirom da efikasnost detekcije ne bi trebala da zavisi od same aktivnosti uzorka, jasno je da bez oduzimanja fona dolazi do ozbiljnih grešaka sa spektrima u kojima fon nije oduzet. Budući da se za male vrednosti koncentracija $^{226}$Ra sistematski dobijaju veće vrednosti nego u slučaju kada se mere veće aktivnosti, jasno je da je intenzitet merene gama linije od 1764,5 keV znatno precenjen. U slučaju kada se oduzme fon, ne dolazi do ove pojave, ali se zato pojavljuje vidan pad izračunate vrednosti efikasnosti kod koncentracija aktivnosti od 2 Bq/l i 1 Bq/l. Evidentno je da za ovako male vrednosti koncentracija aktivnosti $^{226}$Ra, tokom merenja od 40000 s, intenziteti gama linije od 1764,5 keV nisu dovoljni za pouzdanu procenu. Ovaj se problem delimično može prevazići dužim intervalima merenja. Sličan trend je uočen i kod linije od 609,3 keV.
Kada se uporede efikasnosti detekcije na energijama od 609,3 keV i 1764,5 keV, što je prikazano na slici 2 b), jasno se uočava da se na višim koncentracijama $^{226}$Ra ove vrednosti razlikuju za faktor 4. Interesantno je to da je za geometriju voluminoznih uzoraka ustanovljeno da je efikasnost u energetskoj oblasti od 600 keV gotovo dva puta veća od efikasnosti na 1700 keV [3]. U slučaju merenja rastvora $^{226}$Ra efikasnost detekcije energije gama zračenja od 609,3 keV je četiri puta manja nego kod detekcije fotona od 1764,5 keV. Kako se prelaz sa nivoa od 609,3 keV odvija kao drugi u kaskadi sa velikim brojem drugih prelaza, jasno je da se usled koincidentnog sumiranja mali deo fotona od 609,3 keV detektuje kao samostalan događaj. Gruba procena daje da se tek svaki osmi foton energije od 609,3 keV detektuje kao nezavisan događaj.
Spektri snimani 40000 s sa rastvorima $^{226}$Ra su upotrebljeni da se iz njih izračuna intenzitet gama linije od 609,3 keV. Korišćeni su rastvori sa 50 Bq/l, 25 Bq/l, 10 Bq/l i 5 Bq/l. Intenziteti linija $N_\gamma$ kao i njihove statističke neodređenosti su dobijene fitovanjem programom GENIE 2000. Nakon toga su izračunate donje vrednosti intenziteta gama linije $N_\gamma$-$\Delta N_\gamma$ da bi se linearnim fitom dobilo da se zavisnost $N_\gamma$-$\Delta N_\gamma$ od aktivnosti izvora može opisati relacijom $N_\gamma$- $\Delta N_\gamma = 590 \cdot A$-85. Vrednosti parametara u jednačini prave koja je dobijena fitom takođe poseduju svoju neodređenost. Pošto

je namera da se odredi minimalna detektabilna aktivnost, u gornjem izrazu su prikazane vrednosti parametara prave koje daju najvišu vrednost za minimalnu detektabilnu aktivnost. U energetskom intervalu gde se nalazi linija od 609,3 keV je očitana integralna vrednost fona, i ona iznosi 122875. Statistička neodređenost za ovu vrednost fona na nivou poverenja od 1 σ iznosi $\sqrt{N_f} = 350$. Iz uslova preseka linije koja daje zavisnost $N_\gamma$-$\Delta N_\gamma$ od aktivnosti i vrednosti $N_\gamma$-$\Delta N_\gamma$, dobija se da je tačka u kojoj se ove dve linije presecaju jednaka $A_{min} = 0.74\ Bq/l$. Ovo se može smatrati minimalnom detektabilnom aktivnošću za vrednost koncentracije $^{226}$Ra merene NaI detektorom oblika jame, za slučaj kada merenja traju 40000 s.

## 4. ZAKLJUČAK

U radu su prikazani rezultati merenja koncentracije aktivnosti $^{226}$Ra u vodenim rastvorima pomoću NaI detektora oblika jame. Osnovna ideja rada je bila da se ustanovi do koje se granične minimalne aktivnosti može upotrebljavati NaI detektor oblika jame za gama spektroskopiju uzoraka vode, a da se pri tome ne vrši uparavanje ili hemijska priprema. Zapremina jame detektora je odredila da se maksimalne zapremine od pola litra uzorka mogu meriti na ovaj način. Kako je uzorak sa svih strana okružen aktivnom zapreminom detektora, jasno je da neminovno dolazi do koincidentnog sumiranja. Najpogodnije je pratiti gama linije $^{214}$Bi zbog intenzivnih gama prelaza. Ispostavilo se da se zbog nekih specifika šeme pobuđenih stanja $^{214}$Po, najveći broj fotona od 609,3 keV koincidentno sumira, tako da je ova gama linija znatno izgubila na intenzitetu. Druga najintenzivnija gama linija u spektru od 1764,5 keV u sebi sadrži nekoliko komponenti koje takođe nastaju koincidentnim sumiranjem. No bez obzira na to, obe se linije mogu koristiti za kalibraciju efikasnosti NaI detektora pošto se u oblasti niskih aktivnosti u procesu kontrole pijaće vode, linearnost između aktivnosti izvora i intenziteta gama linije u potpunosti održava. Izmerene vrednosti intenziteta linije od 609,3 keV su upotrebljene da se testira jednostavan grafički model za određivanje minimalne detektabilne aktivnosti $^{226}$Ra pomoću opisane geometrije NaI detektora oblika jame. Ispostavilo se da je za vreme snimanja od 40000 s ta minimalna detektabilna koncentracija $^{226}$Ra oko 0,7 Bq/l. S obzirom da je zakonska granica za $^{226}$Ra u vodi za piće postavljena na 0,5 Bq/l, evidentno je da se za radiološku kontrolu pijaće vode merenja NaI detektorom oblika jame, a bez ikakve prethodne pripreme uzorka moraju izvoditi tokom dužeg intervala vremena.

## 5. ZAHVALNICA

Ovaj je rad realizovan kao deo projekta ’’Radioaktivnost i pijaćim vodama i učestalost kancera u Vojvodini’’ Pokrajinskog sekretarijata za visoko obrazovanje i naučnoistraživačku delatnost.

## 6. LITERATURA

[1] Pravilnik o granicama sadržaja radionuklida u vodi za piće, životnim namirnicama, stočnoj hrani, lekovima, predmetima opšte upotrebe, građevinskom materijalu i drugoj robi koja se stavlja u promet, Sl. glasnik RS 86/2011 i 97/2013, 2011.

[2] J. Hansman. - Design and Construction of a Shield for the 9" x 9" NaI(Tl) Well Type Detector,- *Nucl. Technol. Radiat. Prot. 29, /-2, 2014, 165-169.*

[3] J. Hansman, D.Mrdja, M.Krmar, I.Bikit, J.Slivka - Efficiency study of a big volume well type NaI(Tl) detector by point and voluminous sources and Monte-Carlo simulation, *Appl. Radiat. Isot., 99, 2015,150–154*

# RADIUM IN WATER: DETECTION OF BULK SAMPLES IN WELL-TYPE NaI DETECTOR

**Andrej VRANIČAR[1], Nataša TODOROVIĆ[1], Jovana NIKOLOV[1], Branislava TENJOVIĆ[1], Ivana STOJKOVIĆ[2], Nikola JOVANČEVIĆ[1], Jan HANSMAN[1], Miodrag KRMAR[1]**

*1) Univesity of Novi Sad, Physics department, Novi Sad, Serbia, andrej.vranicar@df.uns.ac.rs*

*2) Univesity of Novi Sad, Faculty od technical sciences, Novi Sad, Serbia, ivana_st@uns.ac.rs*

***ABSTRACT***

*Due to its high efficiency, a well-type NaI detector is an excellent choice for low-level activity detection, especially for samples taken from nature. But, the large space angle that active volume of the detector includes, indispicably leads to coincident summing. Based on large number of gamma spectra of radium solutions, the effect of coincident summing was examined for purposes of developing a fast and reliable method for drinking water radium measurements. Also, a new "graphical"method for determining MDA, based on measurements of small activity voluminous samples was developed.*

# METODE MERENjA $^{222}$Rn U VODI

**Jovana NIKOLOV[1], Nataša TODOROVIĆ[1], Ivana STOJKOVIĆ[2], Branislava TENjOVIĆ[1], Andrej VRANIČAR[1], Jovana KNEŽEVIĆ[1] i Srđan VUKOVIĆ[1]**

*1) Univerzitet u Novom Sadu, Prirodno-matematički fakultet, Novi Sad, Srbija, jovana.nikolov@df.uns.ac.rs*

*2) Univerzitet u Novom Sadu, Fakultet tehničkih nauka, Novi Sad, Srbija*

***SADRŽAJ***

*Radon $^{222}$Rn nastaje kao produkt raspada $^{226}$Ra, rastvorljiv je u vodi i predstavlja jedan od najzastupljenijih prirodnih izvora zračenja. Monitoring $^{222}$Rn u vodi za piće je važno kontinuirano sprovoditi kako zbog hidrogeoloških studija tako i zbog procene radiološkog rizika. Postoje različite metode merenja radona u vodi. Alfa spektrometrijske metode su najzastupljenije, posebno se izdvaja RAD7 kao portabilni alfa spektrometar koji omogućava merenja na terenu. Tečna scintilaciona spektrometrija (LSC) se često preferira kao tehnika merenja $^{222}$Rn u uzorcima vode. Sama metoda se sprovodi mešanjem uzoraka vode sa organskim scintilacionim koktelom, koktel izaziva difuziju radona iz vodenog rastvora u organsku fazu jer radon ima veći afinitet ka organskoj fazi, čime se sprečava emanacija radona iz vode. Pored pomenutih metoda, i gama spektrometrijska metoda koja koristi sekularnu radioaktivnu ravnotežu radona i njegovih potomaka daje zadovoljavajuće rezutlate. U ovom radu biće prikazane prednosti i mane četiri različite metode merenja radona u vodi: dve LSC metode (monofazna i dvofazna), RAD7 i gama spektrometrijska metoda. Pored razčičitih tehnika merenja, u radu će biti prikazano i poređenje dve metode uzorkovanja voda za analizu.*

## 1. UVOD

Radon nastaje radioaktivnim raspadom prirodnog uranijuma i radijuma. Relativno jednostavno dospeva u podzemne vode koje prolaze kroz stene i zemljište koje sadrži ove radioaktivne izotope; samim tim može biti prisutan i u vodi za piće posebno ako se koristi bunarska voda [1]. Evropska Komisija je preporučila za $^{222}$Rn u vodi da referentni nivo bude za koncentracije aktivnosti radona u vodi iznad 100 Bql$^{-1}$, a kada je koncentracija aktivnosti radona iznad 1000 Bql$^{-1}$ opravdano je primenjivati mere sanacije [2]. Monitoring koncentracije aktivnosti $^{222}$Rn u vodi predstavlja deo rutinske analize laboratorija koje se bave ispitivanjem prirodnih nivoa radioaktivnosti [3].

Prilikom merenja $^{222}$Rn u vodi glavni uzrok nepouzdanosti dobijenih rezultata predstavlja način odnosno tehnika uzorkovanja vode za analizu [1] kao i efikasnost izvršenih analiza (vreme koje protekne od momenta uzorkovanja i sama metoda merenja). U ovom radu biće prikazano koliko realno pomenuti parametri utiču na dobijanje tačnih rezultata merenja aktivnosti $^{222}$Rn u vodi. Poređenjem rezultata analiza pomoću četiri različite tehnike merenja (gama-spektrometrija, alfa spektrometrija RAD7 detektorom i dve metode alfa spektrometrije na tečnom scintilacionom detektorom – monofazna i dvofazna). Metoda tečne scintilacione detekcije (LSC – *Liquid Scintillation Counting*) je često preferirana za merenje radona u vodi, njena glavna prednost je što omogućava automatsku analizu više uzoraka i uz relativno kratko vreme merenja (oko 50 minuta) može se dostići izuzetno niska minimalna detektabilna aktivnost (MDA). Još jedna od

prednosti ove metode je što je potrebna izuzetno mala zapremina uzorka (svega 10 ml vode), kao i što scintilacioni koktel „zarobi“ $^{222}$Rn što pomaže merenju realnih koncentracija obzirom da su gubici usled emanacije radona iz vode u okolni vazduh minimalni ukoliko se uzorkovanje vode i priprema uzoraka adekvatno sprovedu [4]. Sa druge strane, RAD7 instrument je zbog svojih malih dimenzija pogodan portabilni detektor što omogućava merenje na terenu.

## 2. METODE MERENJA

Za testiranje metoda merenja, uzorci voda su uzeti sa tri lokacije u radonskoj banji Niška banja, kao i sa dve javne česme u Novom Sadu. Pored poređenja metoda merenja, na lokacijama u Novom Sadu primenjeno je uzorkovanje na dva načina pa je upoređeno i koliko tehnika uzorkovanja utiče na dobijene rezultate.

### 2.1 ALFA SPEKTROMETRIJA - RAD7

Alfa spektrometrija je metoda koja se zasniva na detekciji emitovanih alfa čestica nastalih raspadom radona, a kao detektor je korišćen RAD7. RAD7 detektor je uređaj proizvođača DURRIDGE COMPANY Inc.koji se pokazao kao izuzetno dobar instrument za merenje koncentracije radona u uzorcima vode [5]. Prema uputstvu proizvođača, donja granica detekcije koja se može postići je niža od 0,37 $Bql^{-1}$. Oprema je prenosiva, radi na baterije i merenja su relativno brza. Ukoliko se koristi unapred definisan i od strane proizvođača preporučen protokol merenja, nakon 20 min dobijaju se rezultati (4 ciklusa po 5 minuta). Brojni faktori utiču na tačnost merenja, od kojih najveći uticaj ima sam proces uzorkovanja, a pored toga i koncentracija uzorka, veličina uzorka, vreme merenja, temperatura i relativna vlažnost.
Merenja radona u vodi se sprovodi koristeći nastavke za merenje. U cilju određivanja minimalne detektabilne aktivnosti, uzorak destilovane vode je sipan u staklenu bočicu za merenje i ostavljen da stoji četiri nedelje, kako bi sav radon difundovao. Prema proizvođaču, moguće je dostići nisku aktivnost “blanck” uzorka (uzorak koji sigurno ne sadrži radon) ukoliko su pre merenja u potpunosti eliminisan radon i svi njegovi potomci. Pre merenja neophodno je obezbediti da nema radona u RAD7 detektoru i smanjiti vlagu u uređaju. To se postiže produvavanjem odgovarajućim odvlaživačem vazduha. Relativna vlažnost u uređaju mora biti ispod 6%, što osigurava da će ostati ispod 10% tokom čitavog merenja. Protokol RAD7-H2O zahteva korišćenje odvlaživača tokom merenja, kako bi vazduh koji ulazi u uređaj bio suv. Merna bočica u koju se sipa uzorak vode se cevčicom povezuje sa uređajem. Vazduh cirkuliše kroz vodu i izvlači radon dok se ne postigne stanje ravnoteže. Sistem postiže ravnotežu za oko 5 minuta, nakon čega se novi radon ne izvlači iz vode. Pumpa uređaja radi automatski tokom 5 minuta, distribuirajući radon koji se nalazi u vodi. Tokom tih 5 minuta više od 95% radona je uzeto iz vode. RAD7 čeka još 5 minuta dok brzina brojanja $^{218}$Po ne dostigne ravnotežu i potom meri u 4 ciklusa po 5 minuta. Koncentracija aktivnosti radona u vodi se računa direktno i prikazuje se na monitoru instrumenta.

### 2.2 GAMA SPEKTROMETRIJA

Za gama spektrometrijsku metodu merenja radona u vodi prema standardnoj test metodi [6] korišćen je gama detektor visoke rezolucije – HPGe detektor proizvođača CANBERRA. Relativna efikasnost uređaja je 36%, a energijska rezolucija je 1,79 keV.

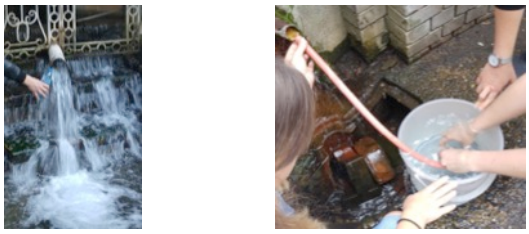
Detektor se nalazi unutar olovne zaštite debljine 12 cm, sa 3 mm Cu unutar sloja zaštite. Analiza spektra se vrši softverom Canberra Genie 2000. Merne nesigurnosti su procenjene sa 95% tačnosti.
Određivanje koncentracije aktivnosti radona u vodi korišćenjem direktne gama spektrometrije se bazira na:
• sakupljanju i skladištenju reprezentativnih uzoraka vode u odgovarajuće bočice
• detekciji i kvantifikovanju gama zračenja kratkoživećih radioizotopa koji nastaju raspadom radona u uzorku vode.
Koncentracija aktivnosti $^{222}$Rn je izračunata na osnovu gama linija iz spektra koje emituju potomci radona $^{214}$Pb i $^{214}$Bi, pod uslovom da je radon u sekularnoj radioaktivnoj ravnoteži sa svojim potomcima (što se dostiže merenjem 2,5 - 3 sata nakon uzorkovanja). Uzorci vode se mere u Marineli posudi tako što se voda nalije do vrha same posude i dobro zatvori da bi se sprečila difuzija radona iz vode. Vreme merenja je bilo oko 20 sati.

## 2.3 ALFA SPEKTROMETRIJA - TEČNIM SCINTILACIONIM DETEKTOROM

Merenje radona na niskofonskom tečnom scintilacionom detektoru Quantulus 1220$^{TM}$, Perkin Elmer, vršeno je prema standardnom test metodi EPA Method 913.0(7) [7]. Spektri se snimaju softverom WinQ, a analiziraju u Easy View softveru proizvođača Perkin Elmer. Kalibracija sistema i testiranje ove metode detaljno je prikazano u referenci [8]. Testiranje ove metode korišćenjem različitih scintilacionih koktela (monofaznih i dvofaznih) prikazano je u referenci [9], u ovom radu su izneti osnovni zaključci za podešavanje sistema pri merenju. Uzorci su pripremani direktnim mešanjem 10 ml scintilacionog koktela sa 10 ml vode, glavni princip na kome bazira ova metoda je da scintilacioni koktel u potpunosti veže radon i na taj način sprečava njegovo difundovanje iz uzorka. Uzorci voda su pripremani sa četiri različita scintilaciona koktela (Mineral Oil, Ultima Gold F, Ultima Gold AB i Opti Fluor O).

## 2.4 TEHNIKE UZORKOVANJA

Glavni uzrok dobijanja nepouzdanih rezultata pri merenju koncentracije aktivnosti $^{222}$Rn u vodi je sam način uzorkovanja vode [1], zbog toga se sve više pažnje posvećuje upravo tehnikama uzorkovanja. Prilikom uzimanja uzorka sa javne česme, izuzetno je važno da voda što je moguće manje bude u kontaktu sa okolnim vazduhom, zato što pri svakom kontaktu sa vazduhom radon vrlo jednostavno može da emanira iz vode, pa da bi se izmerile realne koncentracije aktivnosti radona u vodi uzorkovanje treba provesti što je efikasnije moguće. U ovom radu ispitivane su dve različite tehnike uzimanja uzoraka, jedna je sipanje vode direktno sa česme u boce (merne boce za RAD7, plastične i staklene boce za gama spektrometriju, staklene viale za LSC tehniku) tako da se boca zatvara dok voda preliva preko otvora (slika 1a), druga metoda uzorkovanja je pomoću kofe koja se crevom direktno sa česme puni vodom, a boca se potopi u kofu dok voda preliva iz nje (slika 1b).



a) b)

**Slika 1. Dve tehnike uzimanja uzoraka vode za merenje radona (a) direktno punjnje boce, (b) posredno punjenje boce zaranjanjem u kofu koja se konstantno puni crevom**

## 3. REZULTATI

Minimalna detektabilna aktivnost (MDA) koja je dobijena je 0.672 $Bql^{-1}$ za RAD7 za vreme merenja od 20 minuta, a 0.45 $Bql^{-1}$ za gama spektrometriju za vreme merenja oko 72 000 sekundi (20 h). Minimalne detektabilne aktivnosti za LSC tehniku merenja radona u vodi prilikom korišćenja različitih scintilacionih koktela prikazane su u tabeli 1 za vreme merenja od 300 minuta.

**Tabela 1. MDA vrednosti za LSC mernu tehniku za različite scintilacione koktele**

| *LSC koktel* | *MDA [Bq $l^{-1}$]* |
|---|---|
| UGAB | 0,035 |
| UGF | 0,062 |
| MOS | 0,059 |
| OFO | 0,113 |

Sa ciljem poređenja različitih metoda merenja radona u vodi, uzorci su uzeti sa tri izvora u radonskoj banji Niška Banja poznatoj po povišenim koncentracijama aktivnosti radona u vodi i u vazduhu [10]. Dobijeni rezultati merenja prikazani su u tabeli 2.

**Tabela 2. Poređenje mernih tehnika**

| ***Lokacija*** | ***LSC UGAB A [Bq $l^{-1}$]*** | ***LSC UGF A [Bq $l^{-1}$]*** | ***LSC MOS A [Bq $l^{-1}$]*** | ***LSC OFO A [Bq $l^{-1}$]*** | ***Gama spektrom. A [Bq $l^{-1}$]*** | ***RAD7 A [Bq $l^{-1}$]*** |
|---|---|---|---|---|---|---|
| *Školska česma* | 429 ± 5 | 612 ± 7 | 674 ± 11 | 586 ± 12 | 604 ± 14 | 601 ± 5 |
| *Glavno vrelo* | 27,6 ± 0,8 | 38,5 ± 1,2 | 41,4 ± 1,3 | 36,7 ± 1,3 | 37,2 ± 0,4 | 33,3 ± 2,4 |
| *Tri kralja* | 5.1 ± 0.3 | 7.1 ± 0.5 | 8.1 ± 0.5 | 6.9 ± 0.5 | 6.6 ± 0.3 | - |

Kao što se može videti iz rezultata prikazanih u tabeli 2, uzorak vode iz Niške banje sa lokacije Školska česma pokazuje značajno više koncentracije aktivnosti $^{222}$Rn u vodi što se može objasniti specifičnom geologijom terena u Niškoj banji što je detaljno opisano u referencama [10] i [11].
U tabeli 3 prikazani su rezultati koncentracije aktivnosti radona u vodi za piće sa dve javne česme u Novom Sadu sa ciljem poređenja metoda uzorkovanja. Metoda I je direktno uzimanje sa česme, a metoda II je opisani metod uzimanja uzoraka upotrebom kofe i creva.

**Tabela 3. Poređenje tehnika uzorkovanja**

| ***Lokacija*** | ***LSC UGAB A [Bq l$^{-1}$]*** | ***LSC MOS A [Bq l$^{-1}$]*** | ***Gama spektrom. A [Bq l$^{-1}$]*** | ***RAD7 A [Bq l$^{-1}$]*** |
|---|---|---|---|---|
| *Spens metod I* | 18,4 ± 2,1 | 27,8 ± 2,5 | 21,0 ± 0,7 | 20,7 ± 1,1 |
| *Spens metod II* | 19,7 ± 1,7 | 28,6 ± 2,8 | 22,3 ± 1,2 | 21,3 ± 1,9 |
| *Liman metod I* | 25,9 ± 2,0 | 36 ± 3 | 25,7 ± 2,5 | 29,1 ± 0,8 |
| *Liman metod II* | 23,1 ± 1,3 | 40,1 ± 2,6 | 23,4 ± 1,7 | 25,2 ± 2,9 |

## 4. ZAKLJUČAK

Na osnovu dobijenih vrednosti za minimalne detektabilne aktivnosti, može se zaključiti da su sve tri metode merenja pogodne za merenje koncentracije aktivnosti radona u vodi. Prema EU preporukama [12], nivo radona u vodi za piće koji je prihvatljiv iznosi 100 Bq l$^{-1}$. U Republici Srbiji u ovom momentu ne postoji jasno definisana granica za $^{222}$Rn u vodi za piće, ali se u radnoj verziji novog Pravilnika o granicama sadržaja radionuklida u vodi za piće, životnim namirnicama, stočnoj hrani, lekovima, predmetima opšte upotrebe, građevinskom materijalu i drugoj robi koja se stavlja u promet nalazi upravo ova evropska preporuka.
Daljim poređenjem tri opisane metode, možemo zaključiti da su sve tri metode dale zadovoljavajuće poklapanje. Kod LSC metode postoji mogućnost pripreme uzorka vode sa različitim scintilacionim koktelima (monofaznim i dvofaznim) [9] pa je ovaj test ujedno pokazao i koji scintilacioni koktel se pokazao kao najpogodniji za merenje $^{222}$Rn u vodi. Scintilacioni kokteli Opti Fluor O i Ultima Gold F (oba daju dvofazne uzorke) pokazali su najbolje slaganje sa rezultatima dobijenim pomoću druge dve metode (RAD7 i gama spektrometrija). Osnovna prednost metode merenja tečnom scintilacionom detekcijom je što je potrebna izuzetno mala količina uzorka - 10 ml i što se pokazalo da kad se uzorak pripremi celokupna količina radona se veže za scintilacioni koktel i nije moguća emanacija radona iz uzorka, zato se često preporučuje i da se uzorci uzimaju direktno u mernim vialima i odmaj mešaju sa scintilacionim koktelom kako bi se izbegla bilo koja mogućnost da radon izađe iz vode u kontaktu sa vazduhom. Sa druge strane, RAD7 detektor je portabilan i omogućava merenja na terenu što

ponekad može biti izuzetno važno ukoliko nije moguće uzorak vode brzo doneti do laboratorije. Gama spektrometrijski metod takođe daje dobre rezultate i pogodan je posebno u laboratorijama koje nemaju druge tehnike merenja radona u vodi, a imaju razvijenu gama spektrometriju sa odgovarajućom kalibracijom za merenje vode.
Iz rezultata prikazanih u tabeli 3, ne može se jednoznačno odrediti koja je tehnika uzorkovanja vode bolja jer u slučaju česme "Spens" koja ima slabiji mlaz vode bolji rezultati se dobijaju kada se koristi kofa, međutim kod česme "Liman" iz koje voda izvire u jačem mlazu pokazalo se da se viša aktivnost dobije kada se uzorkovanje obavi direktnim punjenjem mernih boca na česmi, bez upotrebe creva i kofe. Iz ovih rezultata može se još zaključiti i da scintilacioni koktel Mineral Oil iako je od strane proizvođača definisan kao najpogodniji za merenje radona u vodi ipak pokazuje više rezultate u odnosu na ostale metode, što znači da nije pogodan za merenje radona u vodi ili je potrebno uraditi dodatna podešavanja tečnog scintilacionog detektora kako bi se popravila kalibracija sistema sa ovim scintilacionim koktelom.
Prikazani rezultati predstavljaju početak ispitivanja različitih tehnika merenja i tehnika uzorkovanja vode za određivanje aktivnosti $^{222}$Rn, za dobijanje konačnih zaključaka neophodno je sprovesti dodatna merenja sa uzorcima koji pokrivaju širi opseg aktivnosti.

## 5. ZAHVALNICA

Autori zahvaljuju na finansijskoj podršci Pokrajinskom Sekretarijatu za visoko obrazovanje i naučno istraživačku delatnost AP Vojvodine u okviru projekta 114-451-2405/2016, kao i Ministarstvu prosvete, nauke i tehnološkog razvoja Republike Srbije u okviru projekata br.171002 i 43002.

## 6. LITERATURA

[1] N. Todorović, J. Nikolov, S. Forkapić, I. Bikit, D. Mrđa, M. Krmar, M. Vesković. Public exposure to radon in drinking water in SERBIA. *Appl.Radiat.Isot.* 70, 2012; 543-549.
[2] Commission recommendation of 20th December 2001 on the protection of the public against exposure to radon in drinking water, European Commision (EC), 2001/982/Euratom, L344/85; 2001.
[3] Salonen L. Comparison of two direct LS methods for measuring $^{222}$Rn in drinking water using α/β liquid scintillation spectrometry, *Appl.Radiat.Isot*. 2010; 68:1970-1979.
[4] Galan Lopez M, Martin Sanchez A, Gomez Escobar V. Application of ultra-low level liquid scintillation to the determination of $^{222}$Rn in groundwater, J *Radioanal.Nucl.Chem.* 2004; 261(3): 631-636.
[5] DURRIDGE RADON INSTRUMENTATION, RAD7 $H_2O$ Manual (Stainless Steel Aerator), 2016.
[6] Water quality-Radon-222-Part 2: Test method using gamma-ray spectrometry, BS ISO 13164-2:2013 (2013). pp. 3-4.
[7] Determination of radon in drinking water by liquid scintillation counting, EPA Method 913.0., Radioanalysis Branch, Nuclear Radiation Assessment Division, Environmental Monitoring Systems Laboratory, U.S., Environmental Protection Agency, 89119, 1991.

[8] N. Todorović, I. Jakonić, J. Nikolov, J. Hansman, M. Vesković, Establishment of a method for $^{222}$Rn determination in water by low-level liquid scintillation counter, *Radiat.Prot.Dosim.* 2014; 162 (1-2): 110-114.
[9] J. Nikolov, I. Stojković, N. Todorović, S. Vuković, Radon in water measurement – different LSC methods, *Zbornik radova jedanaestog Simpozija Hrvatskog Društva za zaštitu od zračenja*, ISSN 1849-5060, HDZZ – CRPA, Zagreb, 2017.
[10] J. Nikolov, N. Todorovic, T. PetrovicPantic, S. Forkapic, D. Mrdja, I. Bikit, M. Krmar, M. Veskovic, Exposure to radon in the radon-spa Niska Banja, Serbia, *Radiat. Meas.* 47, 443–450 (2012).
[11] N. Todorović, J. Nikolov, T. Petrović Pantić, J. Kovačević, I. Stojković, M. Krmar, Radon in water - hydrogeology and health implication, *Chapter in Book „Radon: Geology, Environmental Impact and Toxicity Concerns"*, January 01, 2015, Pages 163-187.
[12] EC (European Commission). Proposal for council directive COM147, 2012/0074(NLE) (2012).

## METHODS OF $^{222}$RN IN WATER MEASUREMENT

**Jovana NIKOLOV[1], Nataša TODOROVIĆ[1], Ivana STOJKOVIĆ[2], Branislava TENjOVIĆ[1], Andrej VRANIČAR[1], Jovana KNEŽEVIĆ[1] i Srđan VUKOVIĆ[1]**
*1) University of Novi Sad, Faculty of Sciences, Novi Sad, Srbija, jovana.nikolov@df.uns.ac.rs*
*2) University of Novi Sad, Faculty of Technical Science, Novi Sad, Srbija*

***ABSTRACT***
*Radon $^{222}$Rn is formed as a product of decomposition of $^{226}$Ra, it is radioactive isotope that is soluble in water and represents one of the most common natural sources of radiation. Monitoring of $^{222}$Rn in drinking water is important to continuously implement due to hydrogeological studies and also radiological risk assessment. There are different methods of measuring radon in water. Alpha spectrometric methods are the most commonly used, especially RAD7 as a portable alpha spectrometer that allows on field measurements. Liquid scintillation spectrometry (LSC) is often preferred as a technique of measuring $^{222}$Rn in water samples. The method itself is carried out by mixing water samples with an organic scintillation cocktail. The cocktail causes the radon diffusion from the aqueous solution to the organic phase because radon has a higher affinity for the organic phase, thus preventing the emission of radon from the water. In addition to the before mentioned methods, a gamma spectrometric method that uses the secular radioactive equilibrium of radon and its daughter products gave us satisfactory results. In this paper, the advantages and disadvantages of four different methods of measuring radon in water will be shown: two LSC methods (monophase and two-phase), RAD7 and gamma spectrometric method. All three methods have very low minimal detectable activity (MDA) values, lower than 1 Bq l$^{-1}$. In addition to the different measurement techniques, a comparison of two methods for sampling of water will be presented also on few examples.*

# POREĐENJE REZULTATA MERENJA KONCENTRACIJE RADONA POMOĆU UGLJENIH KANISTERA I TRAG DETEKTORA

**Miloš ŽIVANOVIĆ, Gordana PANTELIĆ, Milica RAJAČIĆ, Jelena KRNETA NIKOLIĆ, Dragana TODOROVIĆ**

*Institut za nuklearne nauke Vinča, Laboratorija za zaštitu od zračenja i zaštitu životne sredine, Univerzitet u Beogradu, Srbija, milosz@vinca.rs*

***SADRŽAJ***

*Ugljeni kanisteri se često koriste kao pasivni detektori za određivanje koncentracije $^{222}Rn$. Merenja pomoću ugljenih kanistera najčešće traju 2-3 dana, što omogućava brzo dobijanje rezultata, ali je metoda osetljiva na različite uticaje, kao što su visoka vlažnost vazduha, ekstremne temperature, promena koncentracije radona itd. Upravo zbog toga je od velikog značaja poređenje u realnim uslovima ove metode sa drugim metodama, kao što je merenje pomoću trag detektora. Međutim, veoma različita vremena merenja otežavaju ovakvu proceduru.*

*U Institutu za nuklearne nauke „Vinča" su četiri trag detektora bila postavljena u periodu od 7, odnosno 13 meseci. U istom periodu su kontinuirano menjani ugljeni kanisteri, najčešće dvaput nedeljno. Ovi rezultati su omogućili da se izvrši poređenje metoda, pri čemu su za proračun rezultata za metodu pomoću ugljenih filtera korišćene kalibracione krive i za statičnu atmosferu i za aktivnu atmosferu. Poređenje je pokazalo da ne postoji statistički značajna razlika između metoda bilo koje kalibracione krive da se koriste, s tim što se bolje poklapanje dobija korišćenjem krivih za aktivnu atmosferu.*

## 1. UVOD

Koncentracija radona u zatvorenom prostoru se meri pomoću ugljenih filtera duže od 30 godina. Merenja se zasnivaju na činjenici da se radon adsorbuje na aktivnom uglju, što je prvi put primenjeno od strane Artura Iva ubrzo po otkriću radona, a po predlogu Ernesta Raderforda [1]. Trenutno je u primeni više različitih metoda zasnovanih na korišćenju različitih tipova ugljenih kanistera, a u Srbiji je najzastupljenija EPA metoda sa otvorenim (open-faced) kanisterima (u daljem tekstu: EPA metoda) [2].

Ova metoda omogućava relativno brza merenja, koja traju 2 do 6 dana. Zasniva se na izlaganju ugljenog kanistera na mestu na kome se određuje koncentracija radona i potonjem gama-spektrometrijskom merenju koncentracije radonovih potomaka u aktivnom uglju. Na osnovu kalibracije spektrometrijskog sistema, koncentracija radonovih potomaka u aktivnom uglju se dovodi u vezu sa koncentracijom radona u vazduhu na mernom mestu [3].

EPA metoda je jeftina i jednostavna za izvođenje i ne zahteva merenje temperature, vlažnosti ili drugih parametara na mestu na kome se određuje koncentracija radona. Takođe nije potrebno koristiti baterije ili izvor električne energije na mernom mestu, a postavljanje kanistera mogu izvršiti i laici. Zbog toga se ovi kanisteri često šalju poštom korisnicima, a tako se i vraćaju na gama spektrometrijsko merenje [3].

Kada je u pitanju samo gama-spektrometrijsko merenje, moguće je koristiti i natrijum-jodidne (NaI) spektrometre, što smanjuje troškove izvođenja metode. Najveći problem predstavlja kalibracija kanistera, ali oni često dolaze od proizvođača sa

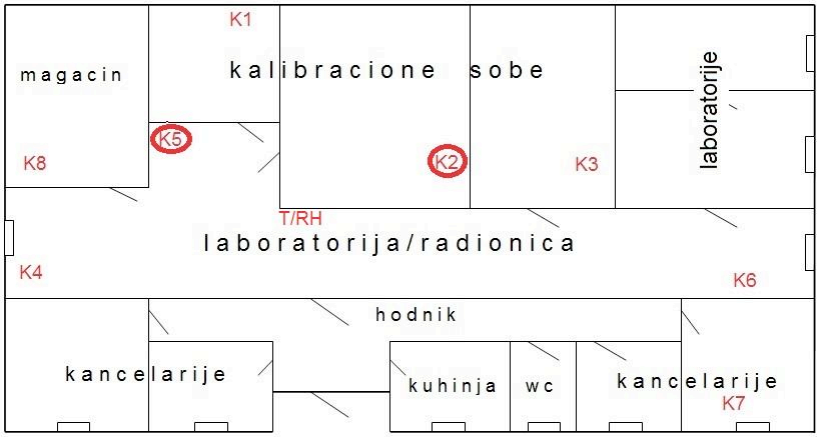
izrađenim kalibracionim krivama (što je slučaj i sa kanisterima korišćenim u INN „Vinča“). Ovakvi kanisteri se često recikliraju zagrevanjem i mogu se koristiti više puta [2, 3].
EPA metoda se uglavnom smatra „skrining“ metodom, odnosno najčešće se koristi za identifikaciju mesta na kojima se sumnja da postoji povećana koncentracija radona u vazduhu, a zatim se obavljaju merenja dugotrajnim metodama. Vrlo često se za ove svrhe koriste trag detektori. Razlog za nepoverenje u rezultate koje pokazuje EPA metoda je uticaj vlažnosti vazduha na rezultate, zatim uticaj promene koncentracije radona, uticaj temperature, pogrešna primena kalibracionih krivih itd [4, 5]. Međutim, drugi autori su primetili zadovoljavajuće ponašanje ovakvih detektora u različitim okruženjima sa mernom nesigurnošću uporedivom sa drugim metodama [6, 7].
U ovom radu su poređeni rezultati dobijeni pomoću ugljenih kanistera i trag detektora na dva merna mesta u zgradi laboratorije u INN „Vinča“. Po saznanjima autora ovog rada, poređenje kao što je opisano u daljem tekstu do sada nije rađeno nigde u svetu.

## 2. PROBLEMATIKA POREĐENJA MERENJA UGLJENIM KANISTERIMA I TRAG DETEKTORIMA

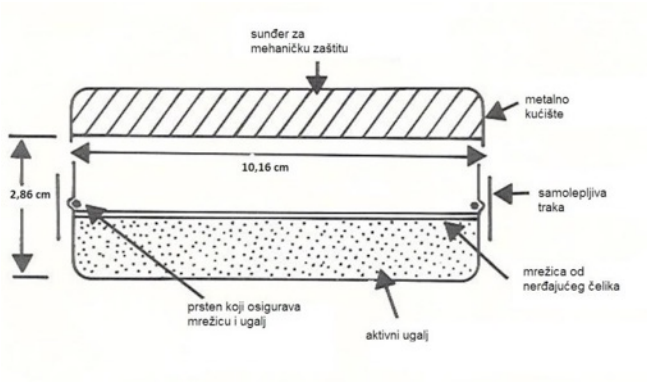
Poređenje rezultata dobijenih ugljenim kanisterima i trag detektorima je izuzetno komplikovano činjenicom da ove metode imaju vrlo različita vremena merenja. Kao što je navedeno, prema EPA metodi, kanisteri se postavljaju u trajanju od 2 do 6 dana. S druge strane, trag detektori se najčešće postavljaju na 6 ili 12 meseci. Kako koncentracija radona značajno varira i sezonski, ali i u kraćim vremenskim intervalima, vrednost dobijena ugljenim kanisterom može da se razlikuje za nekoliko puta od usrednjenih vrednosti dobijenih trag detektorima. Čak i ako se merenja ugljenim kanisterima ponove nekoliko puta, obično je nemoguće reći da li eventualne razlike potiču od metoda ili loše statistike. Zbog toga, da bi se izvršilo poređenje ove dve metode u realnim uslovima, neophodno je neprestano menjati ugljene kanistere tokom celog izlaganja trag detektora.

## 3. METODE I EKSPERIMENTALNA POSTAVKA

Za potrebe poređenja, odabrane su dve lokacije u zgradi laboratorije u INN „Vinča“. Prostor je klimatizovan, s tim što klima uređaj radi samo u toku radnog vremena. Prostor se zimi primarno greje radijatorima, koji takođe rade samo u radno vreme. Deo prostorija se često provetrava, a leti su prozori stalno otvoreni. Drugi deo prostorija je bez prozora i ima samo veštačku ventilaciju. S obzirom na to da je merna kampanja trajala duže od godinu dana, merenja su izvođena u širokom opsegu temperatura, vlažnosti vazduha i vazdušnog pritiska.
Na slici 1 je prikazana uprošćena šema zgrade sa obeleženim mernim tačkama. U prvom merenju je bilo postavljeno 8 kanistera, a zatim su izabrane dve lokacije koje su reprezentativne za određene delove zgrade: K2 za deo sa veštačkom ventilacijom i K5 za deo sa prirodnom ventilacijom. Na obe lokacije je izvršeno ukupno po 118 merenja ugljenim kanisterima i po 2 merenja trag detektorima u ukupnom trajanju od 14 meseci.
U kampanji su korišćeni ugljeni kanisteri sa konstrukcijom kao što je prikazano na slici 2. Za gama spektrometrijsko merenje je korišćen NaI spektrometar u jednokanalnom modu. Korišćeni su reciklirani kanisteri. S obzirom na to da je proizvođač uz kanistere isporučio EPA kalibracione krive, izračunati su rezultati koncentracija radona i primenom krivih za statičnu atmosferu i primenom krivih za aktivnu atmosferu.




**Slika 1. Šema objekta u kome jesprovedena merna kampanja**




**Slika 2. Konstrukcija otvorenog ugljenog kanistera (ilustracija preuzeta iz[3])**

Kada su u pitanju trag detektori, korišćena su 4 CR-39 detektora. Oni su bili izloženi 7, odnosno 13 meseci i po završetku izlaganja su očitani u kompaniji Landauer u Švedskoj.

## 4. REZULTATI I DISKUSIJA

U tabelama 1 i 2 je prikazano poređenje rezultata ugljenih kanistera i trag detektora. U prvoj tabeli su rezultati dobijeni korišćenjem kalibracije za statičku atmosferu, a u drugoj za aktivnu atmosferu. Za trag detektore su prikazani rezultati koji odgovaraju pojedinačnim merenjima, dok su za ugljene kanistere prikazane srednje vrednosti velikog broja merenja. Merne nesigurnosti su prikazane sa faktorom pokrivanja k = 2.
Iz tabela je moguće primetiti da se rezultati dobijeni pomoću dve metode dobro slažu, jer su sve apsolutne vrednosti z-testa manje od 2 (što odgovara približno nivou poverenja od 95%). Drugi zaključak je da se rezultati dobijeni pomoću ugljenih kanistera ne razlikuju statistički značajno od rezultata dobijenih trag detektorima bilo da se primene kalibracione krive za statičnu ili aktivnu atmosferu, iako je podudaranje bolje kada se koriste krive za aktivnu atmosferu. Ovaj zaključak se podudara sa zvaničnom preporukom EPA [8].

**Tabela 1. Rezultati poređenja uz korišćenje kalibracije za statičnu atmosferu**

| Lokacija detektora | Period postavljanja | $A_{rn}$ (ugljeni kanisteri) [Bq/m$^3$] | $A_{rn}$ (trag detektori) [Bq/m$^3$] | Vrednost z-testa |
|---|---|---|---|---|
| K2 | 25.9.2015 – 26.4.2016. | 262 ± 29 | 228 ± 27 | 1,72 |
| K5 | 25.9.2015 – 26.4.2016. | 167 ± 18 | 145 ± 17 | 1,78 |
| K2 | 31.3.2015 – 26.4.2015. | 255 ± 28 | 232 ± 28 | 1,72 |
| K5 | 31.3.2015 – 26.4.2015. | 165 ± 18 | 144 ± 17 | 1,72 |

**Tabela 2. Rezultati poređenja uz korišćenje kalibracije za pokretnu atmosferu**

| Lokacija detektora | Period postavljanja | $A_{rn}$(ugljeni kanisteri) [Bq/m$^3$] | $A_{rn}$ (trag detektori) [Bq/m$^3$] | Vrednost z-testa |
|---|---|---|---|---|
| K2 | 25.9.2015 – 26.4.2016. | 209 ± 23 | 228 ± 27 | -1,07 |
| K5 | 25.9.2015 – 26.4.2016. | 132 ± 15 | 145 ± 17 | -1,15 |
| K2 | 31.3.2015 – 26.4.2015. | 201 ± 22 | 232 ± 28 | -1,74 |
| K5 | 31.3.2015 – 26.4.2015. | 130 ± 14 | 144 ± 17 | -1,27 |

## 5. ZAKLJUČAK

U INN Vinča je po prvi put izvršeno poređenje rezultata merenja koncentracije radona u vazduhu pomoću trag detektora i ugljenih kanistera tako što su ugljeni kanisteri kontinuirano menjani. Pored toga, poređenje je obavljeno u realnim uslovima, a ne u radonskoj komori, što je omogućilo veći raspon temperatura, vlažnosti vazduha, promene kocentracije radona itd.

Rezultati poređenja su pokazali da ne postoji statistički značajna razlika između metoda, uzevši u obzir prijavljene merne nesigurnosti ito u širokom opsegu uslova. Ipak, ovaj zaključak nije proveren u ekstremnim uslovima (kako ambijentalnim, tako i uslovima promene koncentracije radona itd.), što treba uzeti u obzir preko preporuka za postavljanje kanistera. Takođe je potrebno izvršiti dodatna merenja da bi se bolje odredile granice primenjivosti ugljenih filtera, ali i drugih merila koncentracije radona.

Tokom merne kampanje je primećeno da se veliki broj pojedinačnih merenja ugljenim kanisterima značajno razlikuje od srednjih vrednosti, u nekim slučajevima čak i za red veličine. Zbog toga, uprkos tome što se srednje vrednosti dobijene različitim metodama ne razlikuju statistički značajno, pojedinačna merenja nisu dobar pokazatelj srednjih godišnjih koncentracija radona. Ovaj problem se može delimično prevazići tako što bi se merenje obavljalo u najgorim uslovima (u toku zime, sa zatvorenim prozorima i vratima), a ovakvi rezultati su značajni za odabir lokacija za dugotrajna merenja.

## 6. ZAHVALNICA

Ovaj rad je podržan od strane Ministarstva prosvete, nauke i tehnološkog razvoja Republike Srbije u okviru projekata III43009“Nove tehnologije za monitoring i zaštitu životnog okruženja od štetnih hemijskih supstanci i radijacionog opterećenja”.

## 7. LITERATURA

[1] George, A.C., World History of Radon Research and Measurement from the Early 1900's to Today, Proceedings, AIP Conference Proceedings, Rio de Janeiro, Brasil, 2008

[2] Pantelić, G., Živanović, M., Krneta Nikolić, J., Eremić Savković, M., Rajačić, M., Todorović, D., Chapter 9: Indoor Radon Activity Concentration Measurement Using Charcoal Canister, in: Radon, Geology, Environmental Impact and Toxicity Concerns, Nova Publishers, New York, USA, 2015, ISBN: 978-1-63463-742-8

[3] Gray, D.J., Windham, S.T., EERF Standard Operating Procedures for Radon-222 Measurement Using Charcoal Canisters, EPA 520/5-87-005, 1987

[4] Jenkins, P.H., A Critique of the "EPA Method" for Analyzing and Calibrating Charcoal Canisters for Radon Measurements, Proceedings, 2002 International Radon Symposium Proceedings, American Association of Radon Scientists and Technologists, Inc., USA, 2002

[5] Ronca-Battista, M., Gray, D., The Influence of Changing Exposure Conditions on Measurements of Radon Concentrations With the Charcoal Adsorption Technique, *Radiation Protection Dosimetry, 24(1),* pp. 361-365, 1988

[6] George, A.C., Field Test Experience with Charcoal Canisters for Measuring 222Radon in Air, AARST 2000 International Radon Symposium, Milwaukee, USA, 2000

[7] Pantelić, G., Eremić Savković, M., Živanović M., Nikolić, J., Rajačić, M., Todorović, D., Uncertainty Evaluation in Radon Concentration Measurement Using Charcoal Canister, Applied Radiation and Isotopes, 87, pp. 452-455, 2014

[8] EPA, Addendum to the EERF Standard Operating Procedures for Radon-222 Measurement Using Charcoal Canisters, United States Environmental Protection Agency,1989

# COMPARISON OF RESULTS OF INDOOR RADON CONCENTRATION OBTAINED BY CHARCOAL CANISTERS AND TRACK ETCH DETECTORS

**Miloš ŽIVANOVIĆ, Gordana PANTELIĆ, Milica RAJAČIĆ, Jelena KRNETA NIKOLIĆ, Dragana TODOROVIĆ**

*Vinca Institute of Nuclear Sciences, Department of Radiation and Environmental Protection, University of Belgrade, Serbia, milosz@vinca.rs*

***ABSTRACT***

*Charcoal canisters are often used as passive detectors for determination of concentration of $^{222}Rn$. Measurements with charcoal canisters often last 2-3 days, which provides a fast result, but the method is sensitive to many influences, such as high air humidity, extreme temperatures, change of radon concentration etc. This is why the comparison of this method with other methods in realistic conditions is of great importance. However, different measurement times make this comparison complicated. Four track etch detectors were deployed in Vinca Institute of Nuclear Sciences for 7 and 13 months. In the same period, charcoal canisters were continuously changed, usually two times each week. These results allowed comparing the two methods, while the results for charcoal canisters were obtained by using calibration curves for both static and active atmosphere. The comparison showed that there is no statistically significant difference no matter which curves are used. The differences are smaller if the curves for active atmosphere are used.*

# ДИФУЗИЈА РАДОНА И ТОРОНА У ДИФУЗИОНИМ КОМОРАМА

**Владимир М. МАРКОВИЋ, Ненад СТЕВАНОВИЋ и Драгослав НИКЕЗИЋ**
*Универзитет у Крагујевцу, Природно-математички факултет, Институт за физику, Крагујевац, Србија,*
*vmarkovic@kg.ac.rs, nstevanovic@kg.ac.rs, nikezic@kg.ac.rs*

***САДРЖАЈ***
*Дифузионе коморе представљају једноставан начин мерења концентрације радона и торона у просторијама. Како би се одредила концентрација потребно је извршити калибрацију. Теоријски приступ је веома чест и омогућава одређивање калибрационе константе моделовањем. Тот приликом, често се уводе апроксимације која омогућавају једноставније решавање проблема. У овом раду је проучавана оправданост апроксимација: занемаривање дифузије кроз филтер папир на почетку коморе и промена концентрације радона и торона ван коморе у току времена. Показано је да апроксимације нису увек оправдане.*

## 1. УВОД

Радон ($^{222}$Rn) и торон ($^{220}$Rn) су природни радиоактивни елементи који се јављају у радиоактивним низовима $^{238}$U и $^{232}$Th. Радон је најзначајнији изотоп и процењено је да више од половине годишње ефективне дозе, од свих извора јонизујућег зрачења, потиче од радона [1, 2]. Инхалација ваздуха у затвореним просторијама допроноси са чак 80% излагања радону и његовим потомцима. Како би се проценила ефективна доза, неопходно је проучити понашање радона и торона у затвореним просторијама и познавати њихове концентрације. Један од најједноставнијих метода одређивања концентрација у ваздуху је коришћење дифузионих комора. Оне се састоје од пластичне посуде најчешће облика цилиндра, са филтер папиром на једном крају и SSNT (Solid State Nuclear Track) детектором постављеним на дно посуде. Филтер папир је пермеабилан за радон и торон. Овакав једноставан мерни инструмент се назива дифузиона комора. Радон и торон дифундују кроз филтер папир у комору [3], где се процес дифузије наставља у ваздуху [4, 5]. У већини случајева дифузија кроз филтер папир се занемарује [6], с обзиром да је веома мале дебљине. Ова претпоставка може у многоме да утиче на калибрациони коефицијент и процену концентрација у ваздуху просторија.
Најчешћа апроксимација у радовима посвећеним проучавању расподеле концентрације радонових и торонових потомака у дифузионим коморама је да се концентрација радона и торона на уласку у комору узима константном. Како дифузиона комора заузима само мали део просторије у којој се концентрација радона и торона мења временом и зависи од амбијенталних услова, концентрација на уласку у комору никако није константна, што се показује и експерименталним мерењима. Радон гас је мерен симултано у 25 апартмана у Солуну у периоду од 1999–2000 [7]. Континуална мерења су спровођена у реалном времену помоћу јонизационе коморе, на сваких 10 минута. Притом су уочене варијације концентрације радона. Сличне опсервације су приказане у радовима [8, 9].

Зато је од великог значаја испитати да ли постоји утицај филтер папира и варијације концентрације радона и торона на улазу у комору на расподелу потомака унутар коморе, што је управо циљ овог рада.

## 2. ЈЕДНО ДИМЕНЗИОНАЛНИ ПРОБЛЕМ – АКСИЈАЛНА ДИФУЗИЈА

За почетак размотримо дифузиону комору у облику цилиндра, са филтер папиром на врху. Нека је дебљина филтер папира $L$, а укупна дужина коморе са филтер папиром $H$. Коефицијент дифузије филтер папира је $D_1$, а ваздуха унутар коморе $D_2$. Једначине које описују дифузију радона су:

$$\frac{\partial C_1(x,t)}{\partial t} = D_1 \frac{\partial^2 C_1(x,t)}{\partial x^2} - \lambda C_1(x,t) \quad \text{и} \quad \frac{\partial C_2(x,t)}{\partial t} = D_2 \frac{\partial^2 C_2(x,t)}{\partial x^2} - \lambda C_2(x,t), \tag{1}$$

где су $C_1(x,t)$, и $C_2(x,t)$ бројне концентрације радона у филтру и ваздуху. За решавање система потребно је познавање почетних I.C. (Initial Condition) и граничних услова B.C. (Boundary Condition). За почетак нека је концентрација ван коморе константна, B.C.1, и једнака $C_0$. На граници између два медијума ($x = L$) нема задржавања атома, и они могу слободно да дифундују из једне средине у другу, B.C.2, те и флуксеви са обе стране морају бити једнаки, B.C.3. Други крај дифузионе коморе је затворен и не постоји флукс кроз њу, B.C.4 [10]. Такође уведена је претпоставка да је концентрација радона и торона у почетном тренутку, пре експозиције коморе, једнака нули, I.C.1 и I.C.2, у обе средине [11]:

$$\textbf{B.C.1:}\ C_1(0,t) = C_0;\ \textbf{B.C.2:}\ C_1(L,t) = C_2(L,t);\ \textbf{B.C.3:}\ D_1 \frac{\partial C_1(L,t)}{\partial x} = D_2 \frac{\partial C_2(L,t)}{\partial x};$$
$$\textbf{B.C.4:}\ \frac{\partial C_2(H,t)}{\partial x} = 0;\ \textbf{I.C.1:}\ C_1(x,0) = 0;\ \textbf{I.C.2:}\ C_2(x,0) = 0 \tag{2}$$

Решења горњег система су функције координате и времена дате у [10]:

$$C_1(x,t) = C_A' e^{-(m_1^2 D_1 + \lambda)t}[A_1 \sin(m_1 x) + B_1 \cos(m_1 x)] + C_1 x e^{-\lambda t} + C_2 e^{-\lambda t} + C_3 e^{-\sqrt{\frac{\lambda}{D_1}}x} + C_4 e^{\sqrt{\frac{\lambda}{D_1}}x}, \tag{3}$$

$$C_2(x,t) = C_B' e^{-(m_2^2 D_2 + \lambda)t}[A_2 \sin(m_2 x) + B_2 \cos(m_2 x)] + C_1' x e^{-\lambda t} + C_2' e^{-\lambda t} + C_3' e^{-\sqrt{\frac{\lambda}{D_2}}x} + C_4' e^{\sqrt{\frac{\lambda}{D_2}}x}, \tag{4}$$

где константе морају бити одређене на основу граничних и почетних услова. Детаљно извођење ових константи је дато у [12], где је показано да се решење може одредити само за оне вредности $L, H, D_1$ и $D_2$ које задовољавају следећу трансцедентну једначину:

$$\tan\left((2n+1)\frac{\pi}{2H}\sqrt{\frac{D_2}{D_1}}L\right) = \sqrt{\frac{D_1}{D_2}}\tan\left((2n+1)\frac{\pi}{2H}L\right). \tag{5}$$

Аналитичко решење за општи случај дифузије кроз две средине није могуће извести. Оно што аналитички приступ омогућава је налажење решења за стационарно стање, које се може описати заменом граничног усллова B.C.2, $C_1(L,t) = C_2(L,t)$, са условом $C_1(L,\infty) = C_2(L,\infty)$. Ово решење се може применити за стационарно стање дифузије које се достиже након одређеног времена. Исти исход би био добијен решавањем стационарних једначина дифузије, када би се изводи по времену у (1) и (2) изједначили са нулом. Међутим овај приступ омогућава одређивање времена након којег долази до успостављања стационарног стања.

Гранични услови омогућавају одређивање константи $C_3, C_4, C_3^{'}$ и $C_4^{'}$, док се из почетних услова и развојем функција у Фуријеове редове могу одредити остале константе [12]. Коначна решења попримају форму дату једначинама (6) и (7):

$$C_1(x,t) = C_3 e^{-\sqrt{\frac{\lambda}{D_1}}x} + C_4 e^{\sqrt{\frac{\lambda}{D_1}}x} + \sum_{n=0}^{\infty} C_n C_A e^{-\left(\left((2n+1)\frac{\pi}{2H}\sqrt{\frac{D_2}{D_1}}\right)^2 D_1 + \lambda\right)t} \sin((2n+1)\frac{\pi}{2H}\sqrt{\frac{D_2}{D_1}}x), \quad (6)$$

$$C_2(x,t) = C_3^{'} e^{-\sqrt{\frac{\lambda}{D_2}}x} + C_4^{'} e^{\sqrt{\frac{\lambda}{D_2}}x} + \sum_{n=0}^{\infty} C_n^{'} C_A \sqrt{\frac{D_1}{D_2}} \frac{\cos\left((2n+1)\frac{\pi}{2H}\sqrt{\frac{D_2}{D_1}}L\right)}{\cos\left((2n+1)\frac{\pi}{2H}L\right)} e^{-\left(\left((2n+1)\frac{\pi}{2H}\right)^2 D_2 + \lambda\right)t} \sin\left((2n+1)\frac{\pi}{2H}x\right). \quad (7)$$

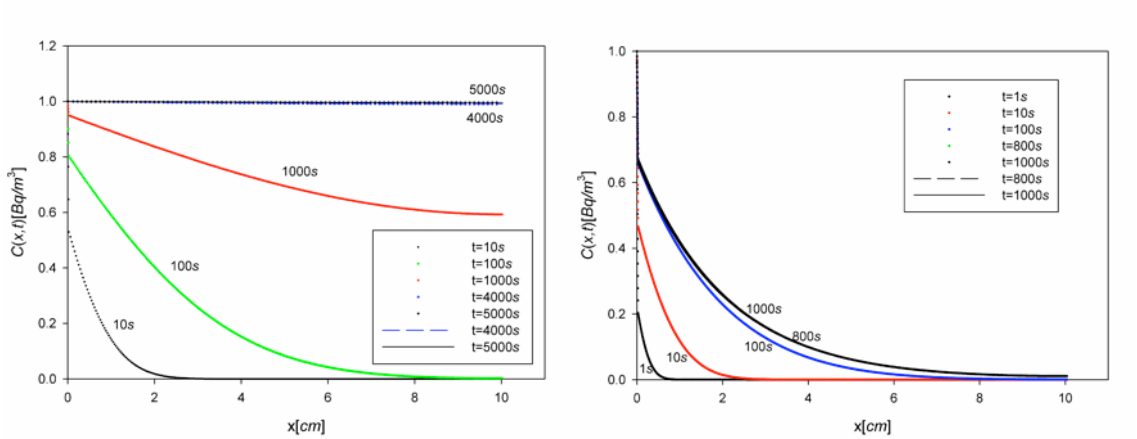
Константе $C_3, C_4, C_3^{'}$, $C_4^{'}$, $C_n C_A$ и $C_n^{''}$, у изразима једначина (6) и (7) су дате у [12].
Диференцијалне једначине (1) и (2) са почетним условима датим изразом (3) се могу решити нумерички, методом коначних разлика [13]. За то је потребно написати диференцијалне једначине и почетне и граничне услове у диференцној форми. Једначина (8) представља дифузиону једначину у диференцној форми:

$$\frac{C_{ij+1}^1 - C_{ij}^1}{\Delta t} = D_1 \cdot \frac{C_{i+1j}^1 - 2C_{ij}^1 + C_{i-1j}^1}{\Delta x^2} - \lambda \cdot C_{ij}^1, \qquad \frac{C_{ij+1}^2 - C_{ij}^2}{\Delta t} = D_2 \cdot \frac{C_{i+1j}^2 - 2C_{ij}^2 + C_{i-1j}^2}{\Delta x^2} - \lambda \cdot C_{ij}^2. \quad (8)$$

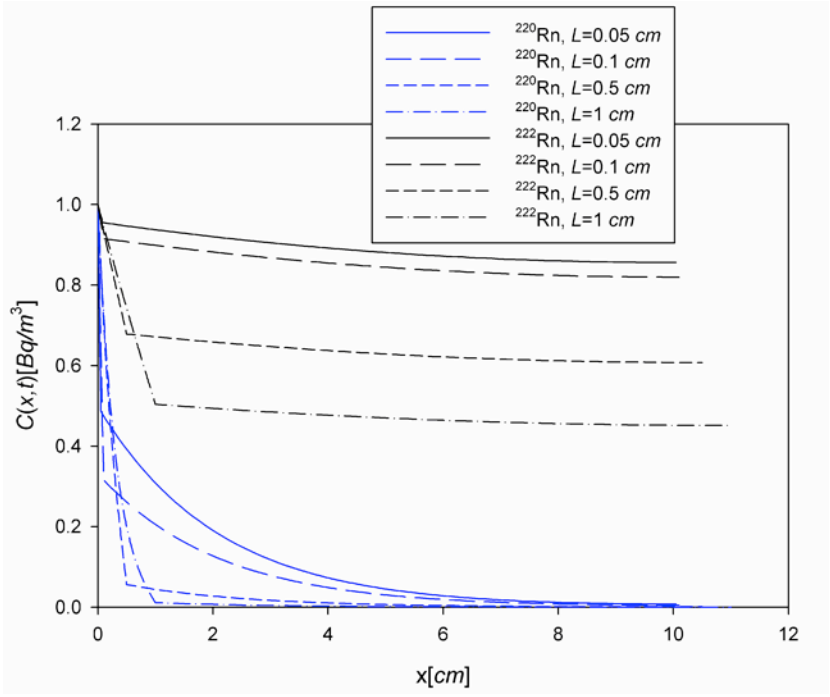
Горњи индекси 1 и 2 означавају први и други медиум. Индекси *i,j* се односе на дискретне вредности простора и времена $\Delta x$ и $\Delta t$ за координату $x$ и време $t$. На сличан начин се могу записати и почетни и гранични услови. Диференцна форма омогућава одређивање концентрације и тренутку *j+1*, уколико су познате концентрације у претходном тенутку. Како су познати почетни услови, могуће је итеративним поступком одредити концентрације у било ком временском тренутку.

## 3. ПАРТИКУЛАРНА КОМОРА И АКСИЈАЛНА ДИФУЗИЈА

Размотримо дифузију у комори датој са параметрима $L = 0.025 cm$, $H - L = 10 cm$, $D_1 = 0.00125$, $D_2 = 0.054$ [16], $T_{1/2}(^{222}Rn) = 3.8 days$ and $T_{1/2}(^{220}Rn) = 56.4 s$. На основу аналитичких решења може се видети да стационарно стање настаје после око $4000 s$ и $800 s$ за радон и торон, респективно. Слика 1 приказује активносне концентрације радона и торона унутар коморе.
Урачунавајући филтер папир у процес дифузије може се уочити да филтер драситично редукује концентрацијеу торона (за трећину спољне вредности). Концентрација торона на дну коморе износи свега 1% од концентрације ван коморе. Повећањем дебљине папира могу се уклонити торон и његови потомци из коморе. На слици 2 је приказана зависност концентрације радона и торона од дебљине филтер папира, одакле се може видети да се концентрација торона може практично у потпуности уклонити из коморе на рачун смањења концентрације радона за фактор 2.




**Слика 1. Концентрације радона (лево) и торона (десно) унутар коморе (тачке представљају нумеричка решења а линије аналитичка)**




**Слика 2. Утицај дебљине филтер папира на концентарију радона и торона у комори**

Укупна активност унутар коморе у неком временском тренутку $t$ се може одредити интеграцијом активносне концентрације дуж $x$ осе и множењем са површином основе цилиндра S:

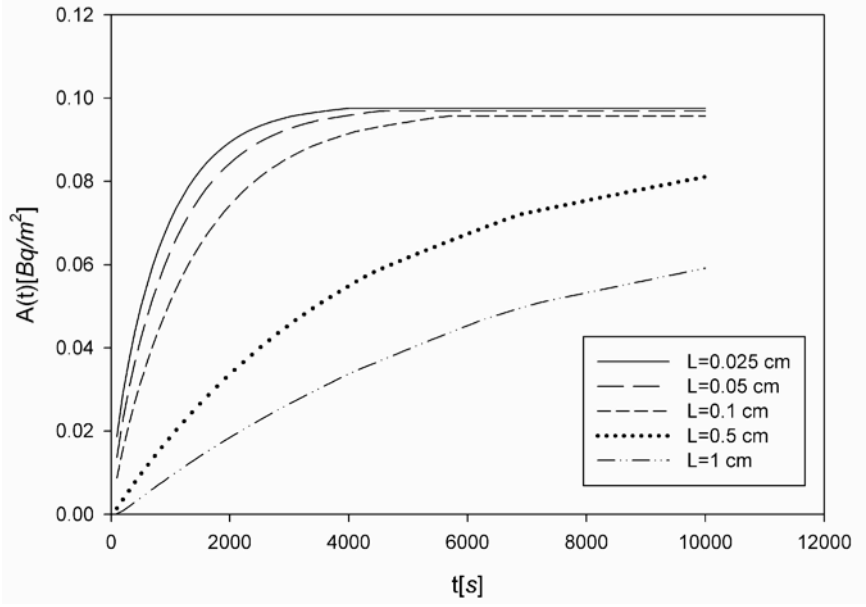
$$A(t) = S\int_{L}^{H} C_2(x,t)dx \tag{9}$$

Како се дифузија у латералном правцу занемарује и радијус коморе није дефинисан, практично је дефинисати активност по јединичној површини основе цилиндра коморе у [$m^2$]. Овакво решење може бити примењено на комору произвољног радијуса. Временски зависна укупна активност по јединици површине се може одредити методом коначних разлика:

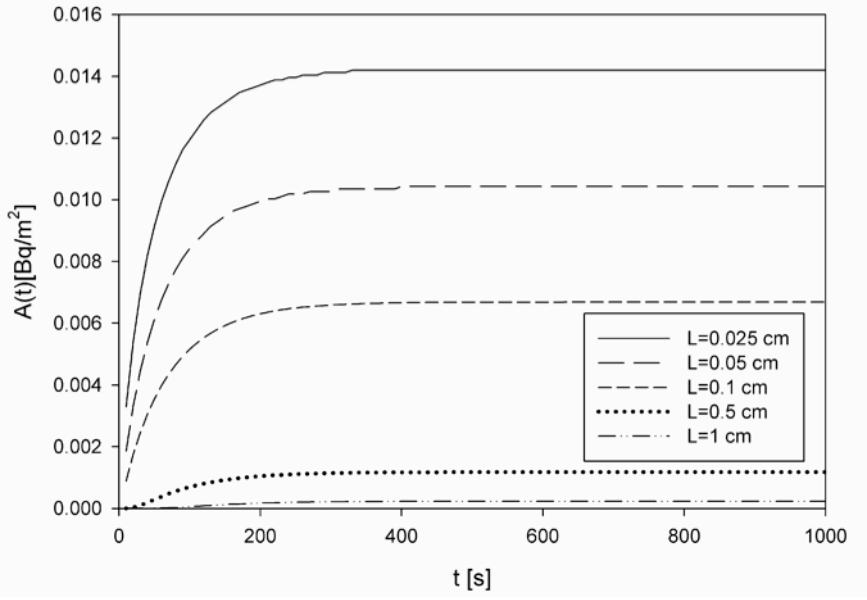
$$A_k(t) = \sum_{j=1}^{j_{\max}} C_k(i,j)\Delta x_k \quad \text{у} \quad [Bq/m^2], \tag{10}$$

где је $k = 1,2$ за $^{222}$Rn и $^{220}$Rn по реду, и $\Delta x_k$ изражено у $[m]$.

На сликама 3 и 4 су приказане $^{222}$Rn и $^{220}$Rn укупне активности у $[Bq/m^2]$ у зависности од времена, где је дебљина филтер папира узета као параметар. За веће дебљине филтер папира стационарно стање се достиже веома касније. За дебљине филтер папира од $1cm$ активност торона унутар коморе је редукована на $0.5\%$ процената активности ван коморе. У већини случајева концетрација радона је већа од концентрације торона, што је обећавајући фактор за израду дифузионих комора код којих је торон дискримисан на веома једноставан начин.




**Слика 3. Зависност укупне активности радона у комори од времена**




**Слика 4. Зависност укупне активности торона у комори од времена**

## 4. ПРОСТОРНА РАСПОДЕЛА РАДОНА, ТОРОНА И ПОТОМАКА У КОМОРИ

У случају временски зависне концентрације изван коморе $C_0(t)$, није довољно посматрати само аксијалну дифузију радона и торона, већ су од интереса и њихови потомци. Дифузиона једначина у цилиндричним координатама омогућава решавање аксијалне и латералне дифузије:

$$\frac{\partial C_n(t,r,z)}{\partial t} = D\cdot\left(\frac{\partial^2 C_n(t,r,z)}{\partial r^2}+\frac{1}{r}\frac{\partial C_n(t,r,z)}{\partial r}+\frac{\partial^2 C_n(t,r,z)}{\partial z^2}\right)-\lambda_n\cdot C_n(t,r,z)+\lambda_{n-1}\cdot C_{n-1}(t,r,z) \quad (11)$$

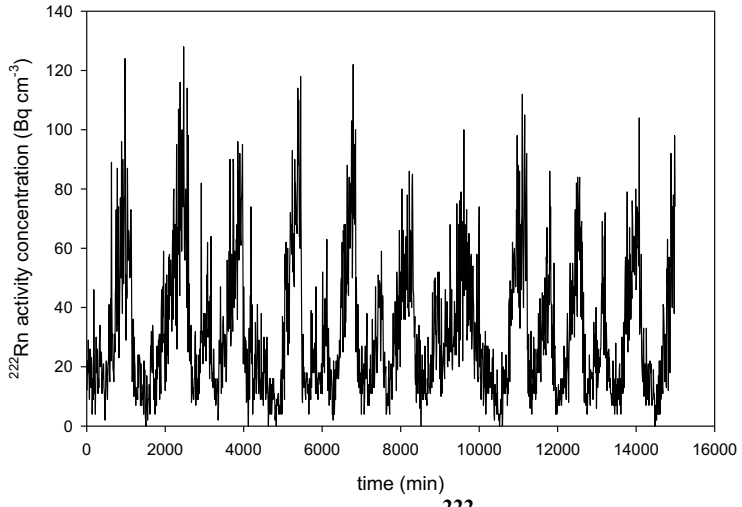
где су $\lambda_n$ ($n$=0,1,2,3) константе распада $^{222}$Rn/$^{220}$Rn и њихових потомака $^{218}$Po/$^{216}$Po, $^{214}$Pb/$^{212}$Pb и $^{214}$Bi/$^{212}$Bi, по реду. Да би се одредиле концентрације потомака потребно је дефинисати граничне услове за потомке. Како се потомци депонују на зидове, флукс ка зидовима је $J_n = v_n C_n$ [14], где је $v_n$ брзина депозиције $v_n = \sqrt{D\cdot\lambda_n}$, [14]. Диференцијална једначина у дискретној форми је облика [13]:

$$\frac{C^n_{k+1ij}-C^n_{kij}}{\Delta t} = D\cdot\left(\frac{C^n_{ki+1j}-2C^n_{kij}+C^n_{ki-1j}}{\Delta r^2}+\frac{C^n_{ki+1j}-C^n_{ki-1j}}{i\cdot 2\Delta r^2}+\frac{C^n_{kij+1}-2C^n_{kij}+C^n_{kij-1}}{\Delta z^2}\right)-\lambda_n\cdot C^n_{kij}+\lambda_{n-1}\cdot C^{n-1}_{kij} \quad (12)$$

где се индекси *i, j* и *k* односе на дужине корака дискретизације $\otimes r$, $\otimes z$ и $\otimes t$ координата *r*, *z* и времена *t*. Како би се добио аналитички израз за $C_0(t)$, мерене вредности [7], су моделовене функцијом:

$$A_0 = 5+(10+a\cdot u_1)\left(\sin\left(\frac{2\pi}{T}t\right)\right)^2 \quad (13)$$

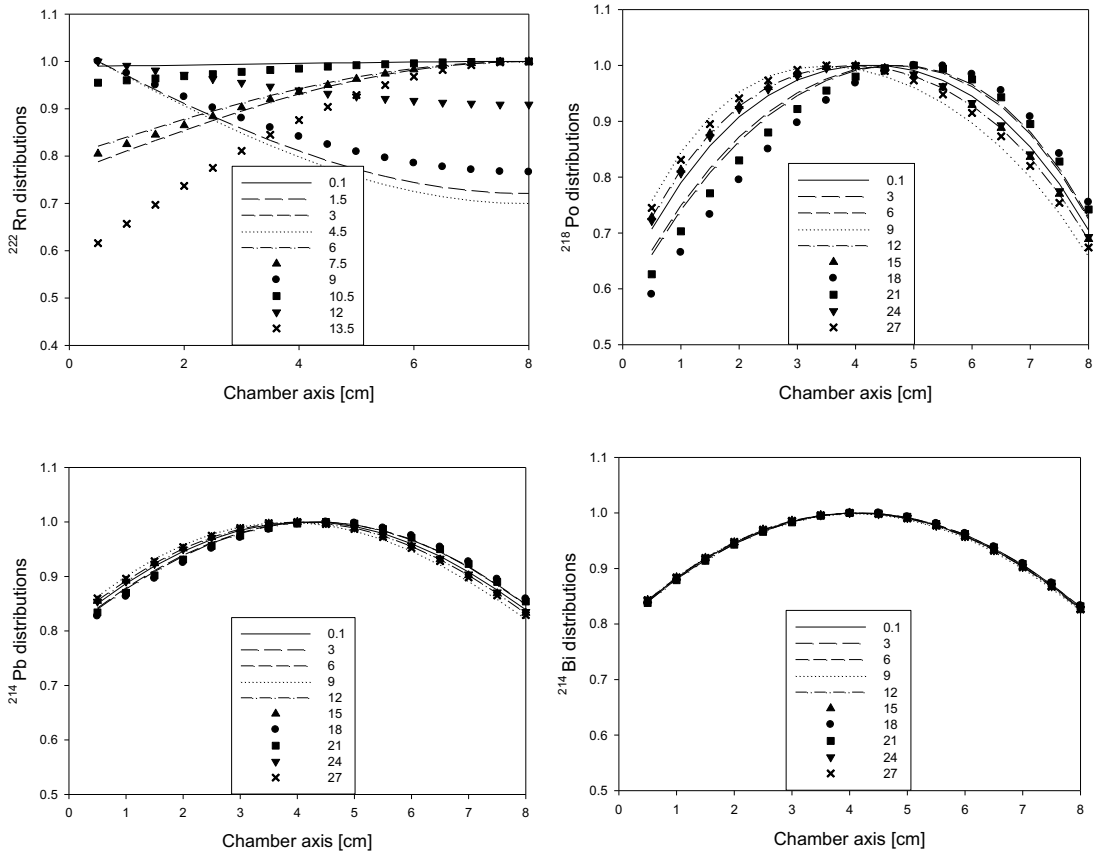
где је $a = 40+80u_2$, а, $u_1$, $u_2$ су случајни бројеви на интервалу од 0 до 1. На слици 5 је представљена ова функција.



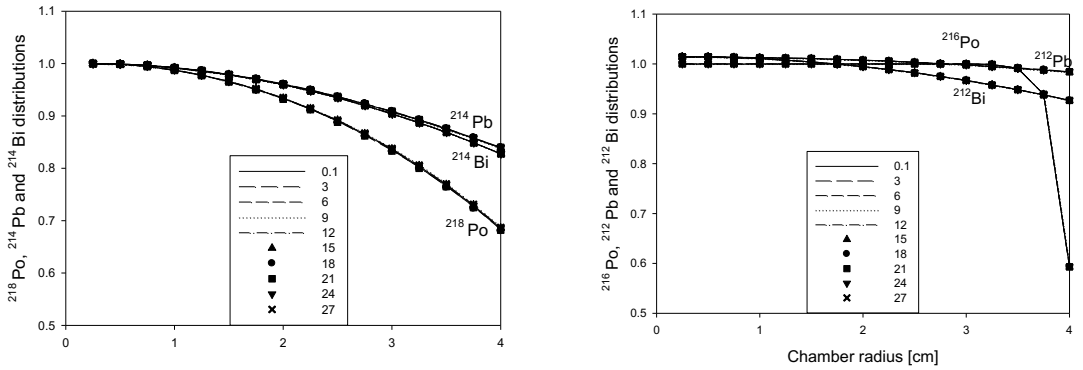

**Слика 5. Моделована концентрација $^{222}$Rn у просторији према [7]**

Размотримо комору димензија $R = 4\,\text{cm}$, и $H = 8\,\text{cm}$. На слици 6 је приказана просторна дистибуција радона и његових потомака која је нормирана са

максимумом једнаким јединици. За разлику од случаја са константном спољном концентрацијом, стационарна равнотежа у овом случају не може бити постигнута. Са слике 6 може се видети да се дистрибуција мења у току времена и да није константна.



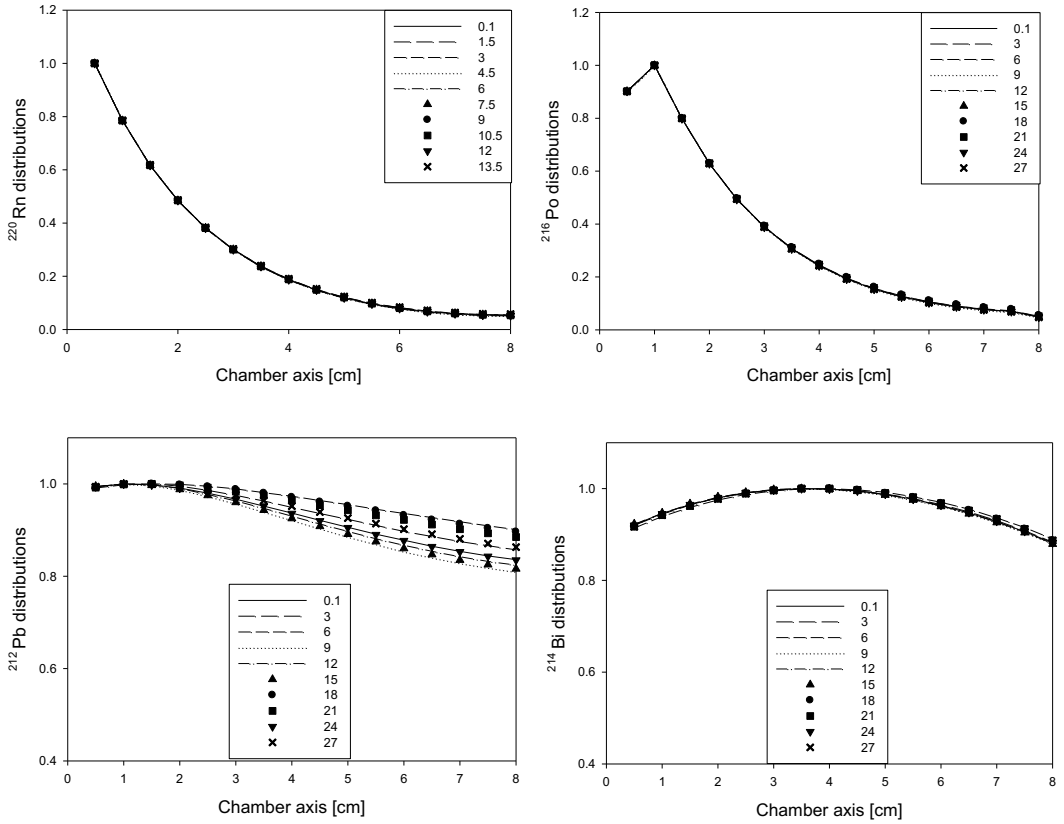

**Слика 6. Дистрибуција $^{222}$Rn и његових потомака дуж осе коморе**




**Слика 7. Дистрибуција радонових и торонових потомака дуж радијуса на половини осе цилиндра**

Расподела радонових и торонових потомака дуж радијуса на половини висине коморе је приказана на слици 7. Радијална дистрибуција радона и торона је униформна, док концентрација потомака опада са повећањем радијуса услед депозиције на зиду.

На слици 8 је приказана аксијална дистрибуција торонових потомака. Кључна разлика између радона и торона је у већој константи распада торона, што чини процес распада доминантним у односу на процес дифузије код торона. Концентрација торонових потомака није униформна ни по оси ни по радијусу.




**Слика 8. Дистрибуција торонових потомака дуж осе коморе**

Поред слободне фракције неопходно је одредити и депоновану фракцију, узимајући у обзир да она може бити доминантна. У одређеном временском тренутку $t$, укупан број атома у комори се може одредити као:

$$N_T^n = 2\pi \sum_{i=1}^{i\max} \sum_{j=1}^{j\max} C_{k,i,j}^n (i\Delta r)\Delta r\Delta z \quad . \tag{14}$$

Број атома који се распадну у јединици времена је $N_{T\lambda}^n = \lambda_n N_T^n$, а број атома депонованих на зидове коморе у јединици времена је:

$$N_{dT}^n = 2\pi\sqrt{\lambda_n D}\left( \sum_{i=1}^{i\max} C_{k,i,1}^n (i\Delta r)\Delta r\Delta z + \sum_{i=1}^{i\max} C_{k,i,z\max}^n (i\Delta r)\Delta r\Delta z + \sum_{z=2}^{z\max-1} C_{k,r\max,z}^n (i_{\max}\Delta r)\Delta z \right) . \tag{15}$$

Укупан број распаднутих и депонованих износи $N_n = N_{T\lambda}^n + N_{dT}^n$, одакле се слободна фракција може одредити као:

$$f_{na} = \frac{N_{T\lambda}^n}{N_{T\lambda}^n + N_{dT}^n} \quad . \tag{16}$$

Слободна фракција је дата у табели 1. Слични резултати у добијени у раду [15].

**Табела 1. Слободна фракција $^{222}$Rn/$^{220}$Rn потомака израженим у процентима**

| Progeny | Po | Pb | Bi |
|---|---|---|---|
| $^{222}$Rn | 5,05 | 1,60 | 1,86 |
| $^{220}$Rn | 68,34 | 0,31 | 1,03 |

Како је депонована фракција доста већа у већини случајева од слободне, од интереса је одредити и расподелу депонованих потомака. Показује се да је тренд депонованих потомака готово идентичан расподелама слободне фракције, што је и за очекивати, јер депонована фракција настаје депозицијом атома слободне фракције [5].

## 5. ЗАКЉУЧАК

Циљ овога рада је да се установи како филтер папир утиче на расподелу концентрације унутар коморе и како временски зависна концентрација на улазу у комору утиче на расподеле у комори.

Показано је да филтер папир, иако веома мале дебљине знатно утиче на концентрацију радона и поготово торона унутар коморе. Могуће је реализовати ситуацију, у којој једноставним повећањем дебљине филтер папира, у комори не постоји торон и његови потомци, док се концентрација радона која прође кроз филтер смањи на половину концентрације ван коморе. У зависности од дебљине филтер папира време достизања равнотежне концентрације може бити доста продужено, што се мора урети у обзир, јер у том случају се не може занемарити време достизања равнотежне концентрације.

Варијација концентрације изван коморе показује да расподеле потомака у комори, као и расподеле потомака депонованих на зидове се мењају у случају радона. Торон је мање подложан променама расподеле концентрације у току времена, услед спољашњих промена концентрације. Концентрације су неуниформне са максимумима на средини коморе, што утиче на расподелу депоноване фракције, чији је максимум такође на средини коморе.

## 6. ЗАХВАЛНИЦА

Овај рад је подржан од стране Министарства просвете, науке и технолошког развоја Србије, кроз пројекат $N_0$ 171021.

## 7. ЛИТЕРАТУРА

[1] NCRP Report no. 93, Ionizing radiation exposure of the population of the United States. *National Council on Radiation Protection and Measurements*, Bethesda, Maryland, 1987.

[2] ICRP 32, Limits for inhalation of radon daughters by workers, *Pergamon Press*, Oxford 6, 1981, 1-24.

[3] M. Wojcik, Measurement of radon diffusion and solubility constants in membranes, *Nuc Instr Meth B*, 61, 1991, 8-11.

[4] D. Nikezic, N. Stevanovic, Radon progeny behavior in diffusion chamber, *Nucl Instr Meth B* 239, 2005, 399-406.
[5] D. Nikezic, N. Stevanovic, Behavior of 220Rn progeny in diffusion chamber, *Nucl Instr Meth A*, 570, 2007, 182-186.
[6] T. Sasaki, Y. Gunji, T. Okuda, Transient-Diffusion Measurement of Radon in Japanese Soils from a Mathematical Viewpoint, *Journal of Nuclear science and Technology* 43, 2006, 806-810.
[7] A. Clouvas, S. Xanthos, M. Antonopoulos-Domis, Long term measurements of radon equilibrium factor in Greek dwellings, *Rad. Prot. Dosim.* 103, 2003, 269–272.
[8] J. Planinic, B. Vukovic, V. Radolic. Radon time variations and deterministic chaos, *J. Env. Rad.* 75, 2004, 35–45.
[9] C.J. Groves-Kirkby, A.R. Denman, R.G.M. Crockett, P.S. Phillips, A.C. Woolridge, G.K. Gillmore. Time-integrating radon gas measurements in domestic premises: comparison of short-medium- and long-term exposures, *J. Env. Rad.* 86, 2006, 92-109.
[10] V. Urosevic, D. Nikezic, S. Vulovic, A theoretical approach to indoor radon and thoron distribution, *Journal of Environmental Radioactivity* 99, 2008, 1829-1833
[11] D. Nikezic, V. Urosevic, A theoretical study of radon measurement with activated charcoal, *Nucl Instrum Meth A* 406, 1998, 486-498
[12] V.M. Markovic, D. Nikezic, N. Stevanovic, 222Rn and 220Rn diffusion in two mediums, *Nucl Instrum Meth A* 857, 2017, 16–23.
[13] M.N.O. Sadiku, Numerical techniques in Electromagnetic, Boca Raton, Fla.: CRC Press, USA, 1992.
[14] W.W. Nazaroff, A.V. Nero, Radon and its Decay Products in Indoor Air, *Wiley*, New York, 1988.
[15] D. Pressyanov, I. Rusinov, G. Simeonov, Radon progeny deposition in track-detection diffusion chambers, *Nucl Instrum Meth A* 435, 1999, 509-513.

# DIFFUSION OF RADON AND THORON IN DIFFUSION CHAMBERS

**Vladimir M. Marković, Nenad STEVANOVIĆ and Dragoslav NIKEZIĆ**
*University of Kragujevac, Faculty of Science, Institute of Physics, Kragujevac, Serbia,*
vmarkovic@kg.ac.rs, nstevanovic@kg.ac.rs, nikezic@kg.ac.rs

***ABSTRACT***
*Diffusion chamber presents simple device for measuring of radon and thoron in air. In order to determine concentration it is necessary to calibrate chamber. Theoretical approach for calibration is common and enables determination of calibration constant. During modeling of real chamber, many approximations are introduced in order to simplify problem. In this work validation of some simplifications was investigated. Of interest is to see if filter paper (which is excluded in general case) on top of the chamber influence on radon and thoron concentration in chamber. Another goal is to see if non constant concentration (which is taken to be constant in general case) of radon and thoron outside of chamber influence on distributions of radon, thoron and their progeny inside of chamber. Obtained results lead on disputable justifications of above simplifications which cannot be neglected in general case.*

# DIFRAKCIONA SLIKA TRAGOVA U TRAG DETEKTORIMA

**Nenad STEVANOVIĆ, Vladimir M. MARKOVIĆ, Dragoslav NIKEZIĆ**
*Univerzitet u Kragujevcu, Prirodno matematički fakultet, R. Domanovica 12, 34000 Kragujevac, Srbija, nstevanovic@kg.ac.rs, vmarkovic@kg.ac.rs, nikezic@kg.ac.rs*

***SADRŽAJ***
*U ovom radu razvijen je model i programski kod za formiranje difrackione slike svetlosti, koja prolazi kroz tragove u čvrstim trag detektorima. Prostiranje svetlostnog talasa, koji prolazi kroz trag, modelovan je na osnovu Hajgens-Frenolovog principa. Napisan je programski kod da se ispita promena difrackione slike svetlosti u zavisnosti od promene parametara traga. Cilj rada je da se na osnovu difrackione slike traga odrede parametri traga čestice u trag detektorima.*

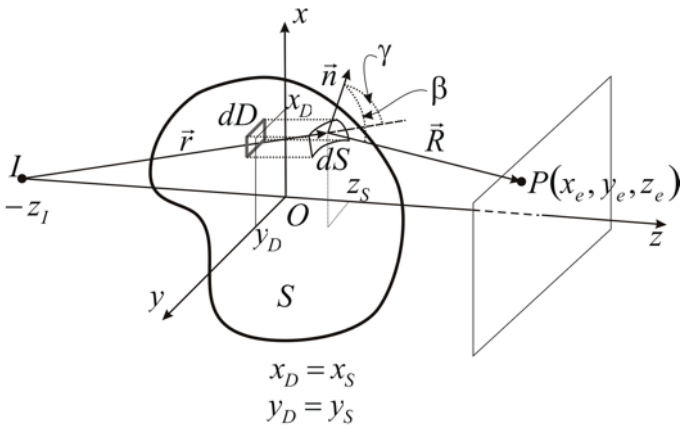
## 1. UVOD

Trag detektori se koriste za detektciju radona/torona i njhovih potomaka, koji su alfa emiteri. Alfa čestice, prolaskom kroz detektor, formiraju latentne tragove, koji se, nakon nagrizanja detektora, mogu posmatrati optičkim mikroskopom. Oblik formiranih tragova zavisi od energije alfa čestica, upadnog ugla, uslova nagriznja i drugih parametara [1]. Slika formiranog traga pod mikroskopom, pored oblika traga, zavisi od načina fokusiranja mikroskopa i talasne dužine svetlosti kojom se posmatra trag. S obzirom da su tragovi dimenzije nekoliko mikrometara, lik traga obuhvataju naizmenično raspoređene svetle i tamne oblasti (difrackona slika). U ovom radu je predstavljen model formiranja difrackone slike svetlosti, koja prolazi kroz trag prozvoljnog oblika, na osnovu Hajgens –Frenelovog principa. Napisan je programski kod kojim se određuje raspodela intenziteta svetlosti koja prolazi kroz trag. Na osnovu toga predstavljena je zavisnost parametara difrakcione slike od parametara traga. Cilj rada je da se ispita mogućnost određivanja oblika i parametara traga na osnovu oblika formirane difrakcione slike optičkim mikroskopom, što može da unapredi metode dektecije.

## 2. METODOLOGIJA

Svetlost talasne dužine $\lambda$ se emituje sa tačkastog izvora $I$, dopire do površi S i na ekranu E se posmatra difrakciona slika. Njihova geometrija, u koordinatnom sistemu *Oxyz* je prikazana na sl. 1. Izvor je pozicioniran na *z*-osi, na rastojanju $z_I$ od površi S i ima koordinate $(0,0,-z_I)$. Ekran je ravan normalna na z osuna rastojanju $z_e$ od *xOy* ravni. Segment prepreke *dS* ima koordinate $(x_s,y_s,z_s)$ i definisan je vektorom normale $\vec{n}$. U odnosu na izvor, *I*, segment površi *dS* je definisan vektorom $\vec{r}$. Tačka P na ekranu, do koje dopire svetlost, ima koordinate $P(x_e,y_e,z_e)$ i definisana je vektorom $\vec{R}$ u odnosu na segment *dS*.
Jačina električnog polja svetlosti koja dopire do tačke P definisana je sledećim izrazom [2, 3]:

$$E_P = \iint_S -\frac{i}{\lambda}\frac{1}{rR}a(\beta,\gamma)E\,e^{i\left(\omega t-\vec{k}\vec{r}-\vec{k}\vec{R}\right)}ds\,. \qquad (1)$$




**Slika 1. Geometrija difrakcije svetlosti na proizvoljnoj površi**

koji se naziva Fresnel-Kirchhoff integral, gde je *a(β,γ)= 0.5(cosγ+cosβ)* inklinacioni faktor. Intenzitet svetlosti u tački P se može odrediti kao

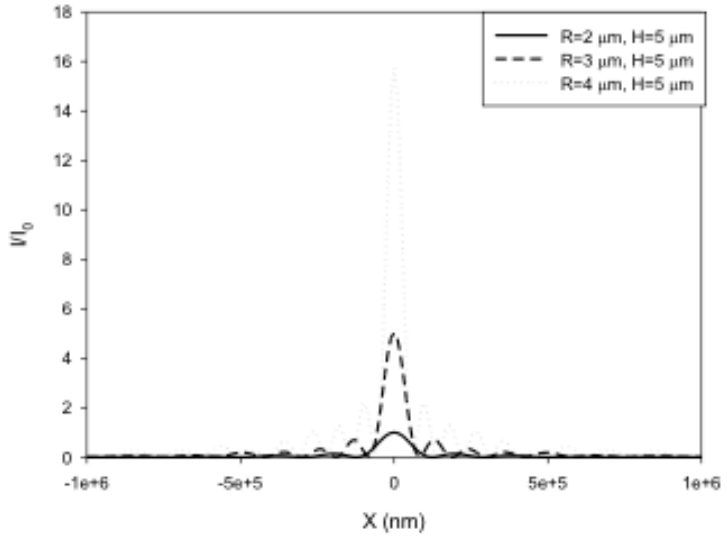
$$I = \left|E_p\right|^2 \tag{2}$$

Analiticki izraz za jacinu elektricnog polja na ekranu je moguće dobiti samo za specifične slučajeve [4-7]. U ovom radu, jačina električnog polja i intenzitet svetlosti su računati numerički [8, 9], gde se mogu videti detalji racunanja, a ovde su prikazani samo osnovni koraci.

Zadaju se parametri traga (konusa): radijus, *R,* dužina*, L*, rastojanje osnove konusa do ekrana $z_e$ ; koordinate tačke P na ekranu; talasna dužina svetlosti, λ. Krug radijusa R se podeli na segmente površi $dD= \rho d\rho d\varphi$, gde je $\rho$ irastojanje segmenta od centra kruga, a $\varphi$ je polarni ugao. Odabrano je da $d\rho=0.01 \cdot R$, a $d\varphi=0.01 \cdot 2 \cdot \pi$. Koordinate segmenta su $(x_D=\rho \cdot cos\varphi, y_D=\rho \cdot sin\varphi)$. Na osnovu jednačine konusa, mogu se odrediti koordinate i veličina segmenta dS koji pripada površi konusa. Nakon toga vector normale tog segmenta i inklinacioni factor. Fazni pomeraj talasnog fronta od izvora I , preko segmenta dS do tačke P na ekranu je $\delta = \frac{2\pi}{\lambda}\left(n_p \cdot r + n_s \cdot R\right)$ , gde su $n_p$ i $n_s$ indeksi prelamanja sredine pre i nakon konusnog traga.

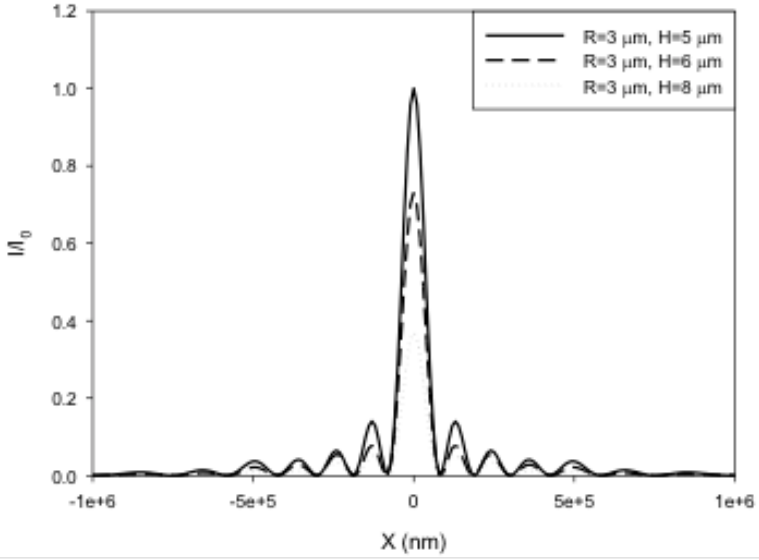
## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

U ovom radu smatrano je da su tragovi, nastali nakon nagrizanja detektora, pravi konusi. Konusi su radijusa R i visine H, čija je osa konusa normalna na površ detektora. Talasna dužina svetlosti je λ=633 nm. Indeks prelamanja detektora je $n_d$=1,5. Na slici 2, prikazana je raspodela intenziteta svetlosti koja prolazi kroz trag oblika konusa visine H=5 μm, za različite radijuse. Može se zaključiti da sa porastom radijusa traga, intenzitet svetlosti difrakcione slike raste. Razlog za to je što pri nižim vrednostima radijusa traga, dolazi do totalne refleksije na površini traga (omotaču konusa). Pored toga, sa grafika se vidi da broj perifernih maksimuma raste sa porastom radijusa traga. Širina centralnog maksimuma opada sa porastom radijusa traga.



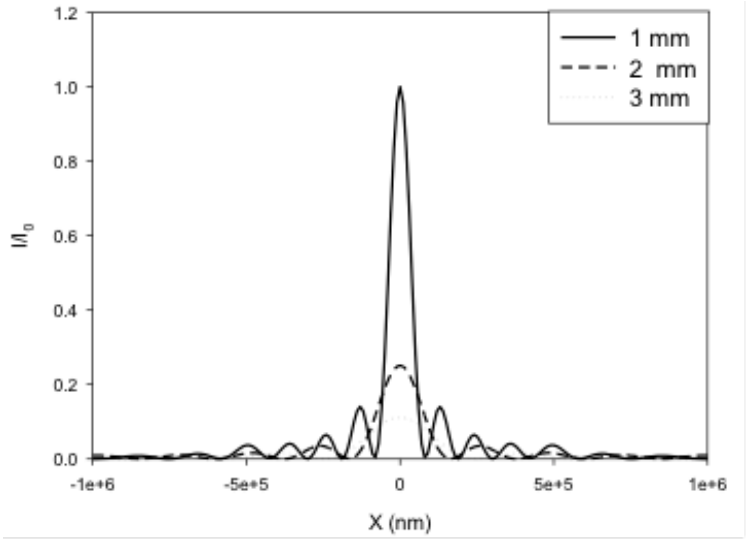

**Slika 2. Raspodela intenziteta svetlosti nakon prolaska kroz trag oblika konusa visine H=5 μm, za različite vrednosti radijusa**

Na slici 3 prikazana je raspodela intenziteta svetlosti koja prolazi kroz trag oblika konusa radijusa *R=3 μm* za različite vrednosti dužine traga. Osa traga je normalna na površ detektora. Sa grafika sa vidi da intenzitet svetlosti opada sa porastom dužine traga, dok se broj perifernih maksimuma ne menja. Širina centralnog maksimuma ostaje nepromenjena sa porastom dužine traga.



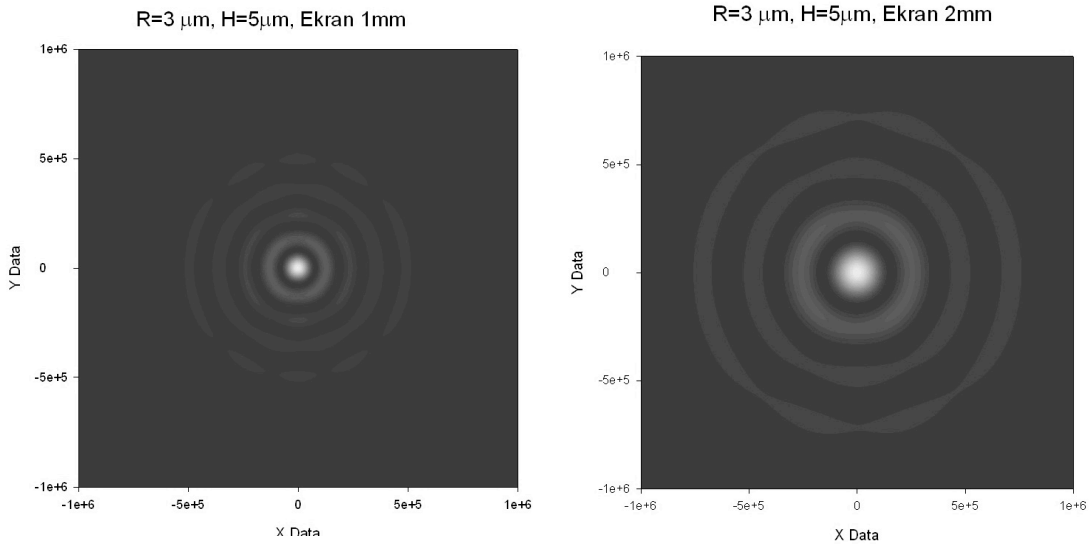

**Slika 3. Raspodela intenziteta svetlosti nakon prolaska kroz trag oblika konusa radijusa R=3 μm, za različite vrednosti visine traga**

Na slici 4 prikazana je raspodela intenziteta svetlosti koja prolazi kroz trag oblika konusa radijusa *R=3 μm* i visine *H=5 μm* za različite vrednosti rastojanja ravni posmatranja (žižne ravni) od površi detektora. Sa grafika sa vidi da intenzitet svetlosti opada sa porastom rastojanja žižne ravni od površi detektora. Širina centralnog maksimuma raste i lokalni maksimumi isčezavaju.



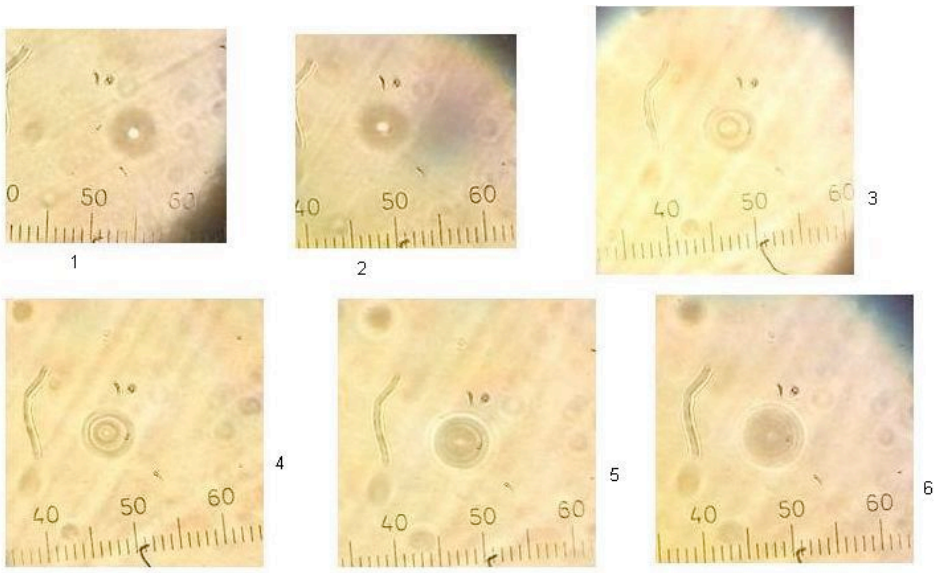

**Slika 4. Raspodela intenziteta svetlosti nakon prolaska kroz trag oblika konusa radijusa R=3 μm i visine R=5 μm, za različite vrednosti rastojanja ravni posmatranja od površi detektora**

Na sledećoj slici date su dvodimenzionalne difrakcione slike traga *R=3 μm i visine R=5 μm* dobijene simulacijom, kao rezultat razvijenog programskog koda. Difrakcione slike su prikazane za različita rastojanja ravni fokusiranja, 1 *mm* i 2 *mm*, od površi detektora.




**Slika 5. Difrackiona slika svetlosti nakon prolaska kroz trag oblika konusa radijusa R=3 μm i visine R=5 μm, za različite vrednosti rastojanja ravni posmatranja od površi detektora**

Na slici 6 prikazan je trag posmatran optičkim mikroskopom, za različita rastojanja ravni fokusiranja od površi detektora. Rastojanje ravni fokusiranja raste sa oznacenim rednim brojem difrakcione slike. Može se zaključiti da se veličina lika menja sa promenom položaja ravni fokusiranja, da se menja i raspored difrackionih maksimuma i minimuma, kao i intenzitet svetlosti centralnog maksimuma.




**Slika 6. Difrackiona slika traga pod optičkim mikroskopom**

## 4. ZAKLJUČAK

U ovom radu predstavljen je model i razvijen je program za kreiranje difrakcione slike svetlosti koja prolazi kroz nagrizane tragove u trag detektoru oblika pravog konusa. Model je razvijen na osnovu Hajgens-Frenelovog principa prostiranja svetlosti. Nađena je zavisnost promene difrakcione slike u zavisnosti od parametara traga. Model prikazan u ovom radu je dobra osnova za proučavanje difrakcione slike svetlosti tragova u trag detektorima u cilju nalaženja korelacije između parametara traga i difrakcione slike.

## 5. ZAHVALNICA

Ovaj rad je podržan od strane Ministarstva za prosvetu, nauku i tehnološki razvoj Republike Srbije, pod projektom ON 171021.

## 6. LITERATURA:

[1] D. Nikezic, K.N. Yu, Formation and growth of tracks in nuclear track materials, Math. Sci. Eng. R46, 2004, 51.
[2] D. M. Nikolić. Eksperimenti sa difrakcijom svetlosti i njihov značaj za nastavu fizike.Doktorska disertacija, Prirodno–matematički fakultet, Niš, 2013.
[3] K. G. Makris, D. Psaltis. Huygens–Fresnel diffraction and evanescent waves. Optics Communications 284, 2011, 1686–1689.
[4] Y. Cui, W. Zhang, J. Wang, M. Zhang, S Teng. Fresnel diffraction of aperture with rough edge. Journal of Optics 17, 2015, 065607.
[5] K. M Abedin, S.M. M Rahman. The iterative Fresnel integrals method for Fresnel diffraction from tilted rectangular apertures: Theory and simulations. Optics & Laser Technology 44, 2012, 939–947.
[6] A. Belafhal, L. Dalil-Essakali, M. Fahad. Fraunhofer diffraction by conical tracks. Optics Communications 175, 2000, 51–55.

[7] M. Ibnchaikh, K. Nassim, A. Belafhal. Theoretical study of Fraunhofer diffraction by hemispherical tracks. Phys. Chem. News 4, 2001, 15-18
[8] N. Stevanovic, V.M. Markovic, D. Nikezic New method for determination of diffraction light pattern od arbitrary surfaces. Optics & Laser Technology. 90, 2017, 90-95.
[9] N. Stevanovic, V.M. Markovic. Diffraction pattern by rotated conical tracks in solid state nuclear track detectors Optics & Laser Technology 80, 2016, 204-208.

## DIFFRACTION PATTERN OF THE LIGHT ON TRACK IN TRACK DETECTORS

**Nenad STEVANOVIĆ, Vladimir M. MARKOVIĆ, Dragoslav NIKEZIC**
*University of Kragujevac, Faculty of Science, R. Domanovica 12, 34000 Kragujevac, Serbia, nstevanovic@kg.ac.rs, vmarkovic@kg.ac.rs, nikezic@kg.ac.rs*

***ABSTRACT***
*The model and program code for creation of diffraction pattern of the light, when passes through track in solid state track detectors were developed in the paper. Wave-light was modelled according to Huygens-Fresnel principle. The program code was developed for correlation of diffraction pattern and track parameters. The developed model can be applied for analysis of tracks in track detectors.*

# COMPARISON OF METHODS FOR DETERMINATION OF BIOGENIC FRACTION IN LIQUID FUELS

**Jadranka BAREŠIĆ[1], Jovana NIKOLOV[2], Nataša TODOROVIĆ[2], Ines KRAJCAR BRONIĆ[1], Ivana STOJKOVIĆ[3], Branislava TENJOVIĆ[2], Matea KRMPOTIĆ[1], Milan TOMIĆ[4], Dragana MARIĆ[2]**

*1) Ruđer Bošković Institute, Zagreb, Croatia, jbaresic@irb.hr*
*2) University of Novi Sad, Faculty of Sciences, Novi Sad, Serbia*
*3) University of Novi Sad, Faculty of Technical Sciences, Serbia*
*4) University of Novi Sad, Faculty of Agriculture, Novi Sad, Serbia*

***ABSTRACT***

*A method of direct measurement of $^{14}C$ activity concentration via liquid scintillation counting (LSC) is recognized as good and fast method for determination of biogenic component in liquid fuels. Two laboratories that used this $^{14}C$ technique participated in this survey: Laboratory from University of Novi Sad (UNS), Serbia and Laboratory from Ruđer Bošković Institute (RBI), Croatia. Each laboratory used its own calibration methods on the same set of samples (produced diesel-based bio-fuels and commercially available domestic oils).*

*From the obtained results it can be concluded that each method which uses $^{14}C$ technique for determination of biogenic component in liquid fuels has its advantages and disadvantages. RBI data evaluation method is based on two calibration curves, for purely biogenic and purely fossil liquids, and the calibration does not depend on the exact chemical composition of the organic liquid. The limits of the method are defined by the SQP(E) of approximately 690. Below this value the count rates of biogenic and fossil liquids become close to each other or even indistinguishable from one another and the obtained results for biogenic fractions are not reliable. In this intercomparison UNS used two different methods, one for produced bio-diesels and the other one for domestic oils. UNS data evaluation method is very dependent on the composition of the examined fuels, so the obtained results with the "two-step" method were relatively good in the case of diesel mixtures with biogenic component. In the case of biogenic oil samples (bought on market), UNS "two-step" method did not give realistic results, and with the "one-step" method the limitation is large quenching in the samples, so for the samples with SQP(E) less than 700 this method could not give expected results. Samples prepared with liquid fuels are usually colored and the main challenge for determination of biogenic component in both laboratories is handling of highly quenched liquids.*

## 1. INTRODUCTION

European Union's promotion of the use of sustainable and renewable resources reflected to requirement of at least 10% of synthesized biodiesel in liquid fuels by the year 2020. In order to address this issue few laboratories worldwide developed methods for exact, effective and reliable quantification of biodiesel content. Determination of biogenic fraction in liquid fuels by direct measurement of the $^{14}C$ activity concentration via liquid scintillation counting (LSC) technique is fast, simple, accurate and sensitive determination procedure for the mass assessment of biogenic fraction in biofuels [1, 2]. Great variety of biogenic matrices in fuels available on the market, enable preparation

of calibration curves for different bio-components in various fossil fuels matrices. Laboratory for radioactivity measurements and dose assessment at the Department of Physics, University of Novi Sad (UNS), Serbia, performed two different methods of calibration: one-step and two-step methods, both described in detail in [1]. Laboratory for low-level radioactivities of the Ruđer Bošković Institute (RBI) in Zagreb, Croatia, uses liquids of different colors to construct modern and background calibration curves, MCC and BCC, respectively, by measuring count rates and SQP(E) values of various modern and fossil liquids [2, 3]. Since the laboratories use different calibration methods, their results should be compared by interlaboratory comparison measurements. A preliminary comparison of the two techniques applied to the same set of mixtures with the known fractions of the biogenic component is described in [4], and within this paper suitability of the methods for various oils is discussed.

## 2. MATERIALS AND METHODS

Both laboratories used the same type of measuring equipment, Ultra Low Level Liquid Scintillation Spectrometer Quantulus1220. It has low background count rates and a possibility of measurement of quench indicating parameter SQP(E), Spectral Quench Parameter of the External Standard. The SQP(E) represents channel number of $99^{th}$ percentile of spectrum generated by external standard $^{152}$Eu stored in Quantulus. Samples with higher quench level have lower SQP(E) values, which is a consequence of spectra shifting towards lower channels in the presence of quench. SQP(E) values at UNS were measured for each sample for 10 min which is reported to be optimal measurement time for precise quench determination [1], while at RBI 1-minute measurement of SQP(E) preceded each 30-minute measurement of a sample, usually 10 cycles in a run. Spectra were acquired by WinQ software and evaluated by EasyView.
UNS used UltimaGold F scintillation cocktail and 10 ml to 10 ml volume ratio of the sample to scintillation cocktail in plastic vials. For calibration UNS used blends of commercial diesel with winter and summer additives prepared with biodiesel in volume ratios 99:1%, 97:3%, 95:5%, 93:7%, 90:10% and 0:100% as calibration samples. As biodiesel, FAME (Fatty Acid Methyl Esters) obtained from either sunflower or from lard fat were used. FAME are the most common forms of biofuels [5]. "One-step" calibration method assumes simple correlation between biogenic content of fuel (i.e., mass percentage of biofuel in certain fuel blend) and corresponding measured count rates in beta spectrum. With the "two-step" calibration procedure quench correction curve (efficiency vs. SQP(E) correlation) enables activity concentration calculation and its dependence on biogenic content in fuel, followed with activity concentration vs. biogenic content in fuel correlation [1].
RBI used 10 ml of UltimaGold F scintillation cocktail mixed with 10 ml of liquid sample in low-potassium glass vials. Several types of fossil fuel, pure benzine and benzene (used as $^{14}$C-free background for $^{14}$C dating) were used for BCC construction. Various types of commercial domestic oil (vegetable, sunflower, olive and pumpkin oils), bioethanol and benzene prepared from modern samples were used for MCC construction [2]. The BCC and MCC curves represent relations between the SQP(E) values and count rates of the background and modern samples, respectively. The procedure for the unknown sample consists of: 1) measurement of the count rate and the SQP(E) value, 2) calculation of background and modern count rates corresponding to the measured SQP(E) value based on the BCC and MCC curves, respectively, and 3)

the ratio of net count rates of the unknown sample and the modern net count rate at the same SQP(E) represents the fraction of the biogenic component in the liquid. The count rate of the biogenic samples was indistinguishable from the background count rate at SQP(E) values below 570 [2].
The same sets of prepared blends of commercial fuels (based on diesel with either winter or summer additives) and various types of domestic oils (sunflower, olive, peanut, corn sprouts, etc.) are used for testing and comparison of calibration methods and measurement techniques developed at RBI and UNS.

## 3. RESULTS

Diesel with either winter or summer additives was used to check the applicability of the BCC curve developed at RBI. Interestingly, the diesel with winter additives gave higher SQP(E) values and higher count-rate (788 channel and 2.5 $min^{-1}$, respectively) than the diesel with summer additives (720 channel and 2.3 $min^{-1}$, respectively) (Figure 1), both results being in accordance with the previously determined BCC curve [2].
Mixtures of diesel with summer additives and FAME produced from either lard fat or sunflower oil in the whole range of concentration were used for testing the behavior of SQP(E) and count rate. The addition of small fraction of sunflower FAME caused a sudden decrease of SQP(E), and the minimal value of SQP(E) = 510 was obtained for 5% of the biogenic component. At higher biogenic concentrations SQP started to increase again showing some peculiar irregularities, while at biogenic concentrations above 70%, SQP(E) increased linearly (Figure 1a). Countrate displayed similar characteristics (Figure 1b). The addition of FAME produced from lard fat also caused a decrease of SQP(E) with increasing biogenic concentration, the minimal values SQP(E) = 550 were observed at 30% and 50%. The countrateremained very low, in accordance with the low SQP values. We had no mixture with lard fat FAME concentration >50 %.
Mixture of diesel with winter additives and FAME produced from lard fate, on the opposite, showed a linear change of both SQP(E) and count rate values with the increase of the biogenic component concentration (Figure 1). Such behavior should be checked by mixture containing higher fractions of lard fatFAMEin diesel with winter additives.

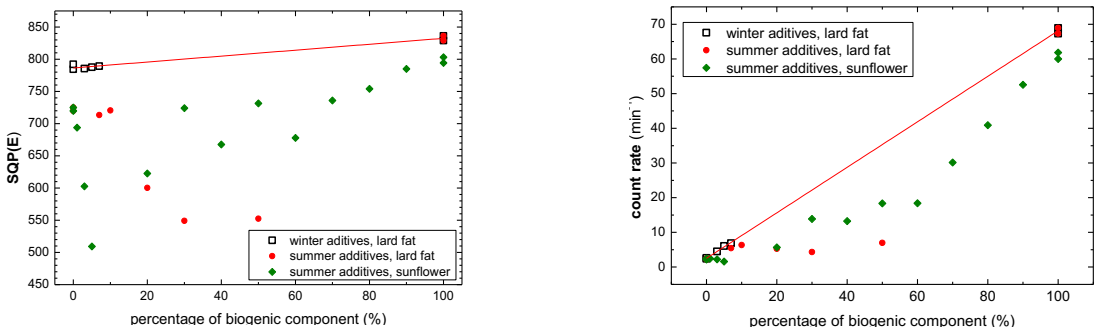



**Figure 1. Dependence of SQP(E) values (left) and count rate (right) on a mixture composition obtained at RBI. Fossil component was diesel with either summer or winter additives. Biogenic component was FAME obtained from either sunflower oil or from lard fat.**

UNS used "two-step" method for determination of biogenic fraction in prepared mixtures of diesel with additives and FAME. The same matrices were used also for calibration

purposes in UNS. SQP(E) values are increasing constantly with the addition of biogenic component in the sample (both for sunflower oil and for lard fat). It may be noticed that the SQP(E) values measured at UNS are higher than those measured at RBI and this could be explained by different type of vials used (plastic and glass vials, respectively).

The obtained results of intercomparison measurements of various mixtures of diesel with either winter or summer additives and FAME obtained from either sunflower oil or lard fat are presented in Table 1. The results obtained at RBI for samples that were used for calibration at UNS are also presented.

**Table 1. Biogenic fraction of various mixtures with referent biomass fraction determined by the two methods of data evaluation at UNS and RBI**

| **Referent biomass fraction** [%] | **UNS biogenic fraction** [%] | **UNS SQP(E)** [channel] | **RBI biogenic fraction** [%] | **RBI SQP(E)** [channel] |
|---|---|---|---|---|
| *Biogenic component – sunflower oil* | | | | |
| 1 summer | - * | - | 1.6 ± 0.4 | 694 |
| 3 summer | - * | - | 10.8 ± 1.5 | 603 |
| 5 summer | - * | - | -** | 510 |
| 20 summer | 25.8 ±1.3 | 729 | 45.2 ± 1.5 | 622 |
| 30 summer | 39.0 ± 1.9 | 736 | 35.2 ± 0.7 | 724 |
| 40 summer | 49.9 ± 1.7 | 744 | 63.8 ± 1.3 | 667 |
| 50 summer | 51.7 ± 2.0 | 748 | 44.9 ± 0.7 | 731 |
| 60 summer | 60.4 ± 2.2 | 778 | 81.5 ± 1.3 | 678 |
| 70 summer | 78.1 ± 2.7 | 783 | 75.6 ± 1.0 | 736 |
| 80 summer | 81.4 ± 2.9 | 802 | 89.8 ± 0.9 | 754 |
| 90 summer | 85 ± 3 | 838 | 91.7 ± 0.7 | 785 |
| *Biogenic component – lard fat* | | | | |
| 3 winter | - * | - | 3.5 ± 0.4 | 786 |
| 5 winter | - * | - | 6.3 ± 0.4 | 788 |
| 7 winter | - * | - | 7.7 ± 0.4 | 789 |
| 7 summer | - * | - | 10.9 ± 0.5 | 713 |
| 10 summer | - * | - | 13.0 ± 0.5 | 720 |
| 20 summer | 20.7 ± 0.7 | 691 | -** | 600 |
| 30 summer | 33.4 ± 1.9 | 700 | -** | 549 |
| 50 summer | 55.8 ± 1.1 | 705 | -** | 553 |

* used for calibration

** for SQP< 600, count rate of a liquid is not distinguishable from the count rate of fossil liquids

By the presented comparison of the obtained results with the real biogenic component (Table 1), the limitations of the RBI evaluation technique have been elucidated. The limit when the count rates of the biogenic and the fossil samples become indistinguishable has been moved from SQP(E) < 570 [2] to SQP(E)< 600. Moreover, large discrepancies were obtained for the SQP(E) values between 600 and 690 – the lower the SQP(E), the larger the relative differences between the measured and the

expected biogenic fraction. The biogenic fraction can be successfully determined at SQP(E) > 690. On the other hand, UNS had slight advantage in this intercomparison as they used the samples with the same matrices for calibration purposes. "Two-step" calibration procedure that UNS used implements quench correction and therefore offers more reliable $^{14}C$ determination in fuels in comparison to "one-step" calibration method [1]. The limitation of this method is that application of these calibration curves is limited to samples with chemically identical bio and fossil components. It can be used for precise biogenic fraction determination in examined fuel samples if the components of the fuel mixture are well known in advance [4].
In addition, some biogenic oil samples were compared. For biogenic oil samples UNS could not use "two-step" calibration curves because of the differences in the matrix of those samples and samples used for calibration purposes, which was concluded as a constrain of this method [4]. The presented results for biogenic oil samples (Table 2) measured at UNS are calculated by "one-step" calibration curve, although application of this calibration does not include quench considerations and corrections [1]. The SQP(E) values at UNS and RBI follow each other, although there are not the same, because of different types of vials used. Oil samples with high SQP(E) values (>800) gave expected result of 100% biogenic component by both measurement techniques at UNS and RBI. According to the results presented in Table 2, a limitation of the UNS "one-step" method is the SQP(E) value less than 700, if the SQP(E)<700 (for highly colored samples) then "one-step" method could not be used. The results in Table 1 have shown that at RBI the limit of biogenic fraction determination is defined by SQP(E) ≈ 600, and that for 600 < SQP(E) < 690 large relative differences are obtained. Such a conclusion is also corroborated with the biogenic oil samples (Table 2).

**Table 2. Biogenic fraction of biogenic oil samples determined by the two methods of data evaluation at UNS and RBI.A and B refer to different brands of the same type of oil**

| | UNS | | RBI | |
|---|---|---|---|---|
| **Sample** | **SQP(E)** | **biogenic component %** | **SQP(E)** | **biogenic component %** |
| 1. sunflower oil A | 837 | 100 ± 6 | 816 | 101 ± 2 |
| 2. sunflower oil B | 845 | 101 ± 6 | 824 | 104 ± 2 |
| 3. corn sprout oil A | 763 | 93 ± 4 | 771 | 120 ± 2 |
| 4. olive oil A | 586 | -* | 597 ** | 26 ± 2 |
| 5. flax(linen) oil | 612 | -* | 614 | 89 ± 3 |
| 6. peanut oil | 849 | 101 ± 6 | 821 | 96 ± 2 |
| 7. palm oil | - | - | 710 | 127 ± 3 |
| 8. olive oil B | - | - | 660 | 112 ± 3 |
| 9. rapeseed oil | - | - | 812 | 98 ± 2 |
| 10. sesame oil | - | - | 580 ** | 55 ± 4 |
| 11. corn sprout oil B | - | - | 781 | 102 ± 2 |

* SQP< 700, **SQP< 600

Table 2 presents also some oil brands that were used at RBI only. It may be seen that two brands of corn sprouts oils gave different results for the biogenic component, although their SQP(E) values were similar. Two brands of olive oil gave different SQP(E) values due to different oil colors. Olive oil A gave SQP(E) < 600 at both institutions, i.e., in both cases it was below the limit for acceptable results. Olive oil B with SQP(E) = 660 resulted in to high but almost realistic value of biogenic component. The explanation for obtained values of the biogenic component >100% may be the age

of the organic material from which the oil is produced, but such a conclusion should be carefully checked. In Figure 2 we show the modern calibration curve MCC [2] and the new modern oil samples from Table 2 are compared with the MCC. Deviations of the data points for corn sprout oil A and palm oil from the MCC are clearly visible.

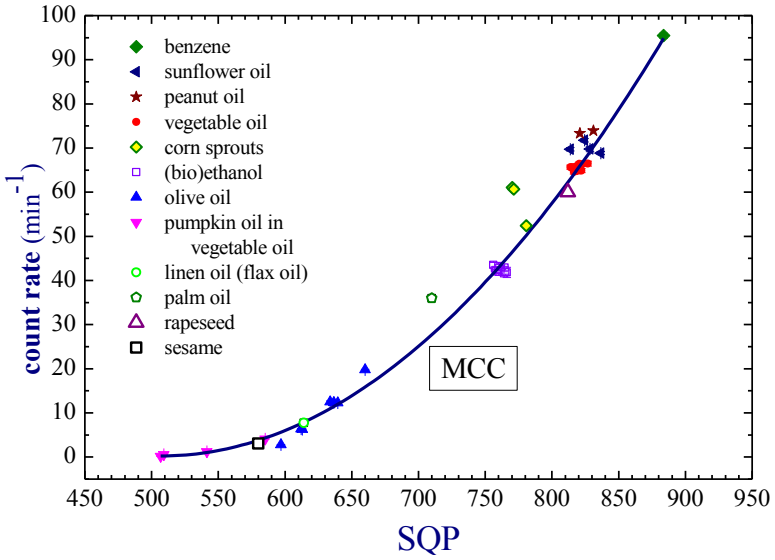



**Figure 2. Comparison of various biogenic oil samples with the modern calibration curve MCC [2]. All samples are supposed to be 100%-biogenic.**

## 4. CONCLUSION

RBI data evaluation method is based on two calibration curves, for purely biogenic and purely fossil liquids, and the calibration does not depend on the exact chemical composition of the organic liquid. The limits of the method are defined by the SQP(E) of approximately 690. Below this value the count rates of biogenic and fossil liquids become close to each other or even indistinguishable from one another and the obtained results for biogenic fractions are not reliable. UNS data evaluation method is very dependent on the composition of the examined fuels, so the obtained results with "two-step" method were relatively good in the case of diesel mixtures with biogenic component. In the case of biogenic oil samples (bought on market), UNS "two-step" method did not give realistic results, and with the "one-step" method the limitation is large quenching in the samples, so for the samples with SQP(E) less than 700, this method could not give expected results. Similarly, the RBI method for modern biogenic liquids with low SQP(E) values (olive oil, linen oil) did not give realistic results while modern oil samples with high SQP(E) values give acceptable results. The overall conclusion is that each method that can be used for determination of biogenic component in liquid fuels has its advantages and disadvantages. Samples prepared with liquid fuels are usually colored and the biggest problem in determination of biogenic component is the quench correction. But if the matrix of the sample is known in advance, all three mentioned methods could be used for estimation of the biogenic component. The main challenge for further development of methods for determination of biogenic component by direct LSC measurement in both laboratories is handling of highly quenched liquids.

## 5. ACKNOWLEDGMENT

The authors acknowledge the financial support of Bilateral Scientific Project between Croatia and Serbia „Optimization of methods for radioactivity measurements ($^{3}$H, $^{14}$C, $^{90}$Sr, $^{222}$Rn) in environmental samples “.

## 6. REFERENCES

[1] I. Stojković, J. Nikolov, M. Tomić, M. Mićić, N. Todorović. Biogenic fraction determination in fuels – Optimal parameters survey. Fuel 2017, 191, 330-338.

[2] I. Krajcar Bronić, J. Barešić, N. Horvatinčić, A. Sironić. Determination of biogenic component in liquid fuels by the $^{14}$C direct LSC method by using quenching properties of modern liquids for calibration. *Radiation Physics and Chemistry.* 137, 2017, 248-253.

[3] I. Krajcar Bronić, J. Barešić, N. Horvatinčić, R. Krištof, J. Kožar-Logar. Nova tehnika određivanja udjela biogene komponente u tekućim gorivima metodom$^{14}$C. U: B. Petrinec, T. Bituh, M. Milić, N. Kopjar, ur. *Zbornik radova Desetog simpozija Hrvatskog društva za zaštitu od zračenja*; 15-17. travnja 2015, Zagreb, Hrvatska, 2015, 360-365.

[4] J. Nikolov, I. Krajcar Bronić, I. Stojković, N. Todorović, J. Barešić, M. Krmpotić, M. Tomić. Comparison of two different methods for determination of biogenic fraction in liquid fuels. U: Radolić V, Poje Sovilj M, Krajcar Bronić I, ur. *Zbornik radova Jedanaestog simpozija Hrvatskog društva za zaštitu od zračenja*; 1-5. travnja 2017, Osijek, Hrvatska, 2017, 206-211.

[5] R. Krištof. Quantification of biocomponents in fuels by $^{14}$C, dissertation, University of Nova Gorica Graduate School, Nova Gorica, 2015.

# POREĐENJE METODA ZA ODREĐIVANJE BIOGENE KOMPONENTE U TEČNIM GORIVIMA

**Jadranka BAREŠIĆ[1], Jovana NIKOLOV[2], Nataša TODOROVIĆ[2], Ines KRAJCAR BRONIĆ[1], Ivana STOJKOVIĆ[3], Branislava TENJOVIĆ[2], Matea KRMPOTIĆ[1], MilanTOMIĆ[4], Dragana MARIĆ[2]**

*1) Institut Ruđer Bošković, Zagreb, Hrvatska, jbaresic@irb.hr*

*2) Univerzitet u Novom Sadu, Prirodno-matematički fakultet, Novi Sad, Srbija*

*3) Univerzitet u Novom Sadu, Fakultet tehničkih nauka, Novi Sad, Srbija*

*4) Univerzitet u Novom Sadu, Poljoprivredni fakultet, Novi Sad, Srbija*

***SADRŽAJ***

*Prema preporukama Evropske Unije sa ciljem da se koriste obnovljivi i održivi izvori, do 2020. godine zahteva se da se u svim tečnim gorivima koja se koriste nalazi bar 10% sintetisanog biodizela. Da bi se koncentracija biodizela mogla proveriti, nekoliko laboratorija u svetu je razvilo metode za tačnu, efikasnu i pouzdanu kvantifikaciju sadržaja biogene komponente. Direktno merenje koncentracije aktivnosti $^{14}C$ tečnim scintilacionim detektorom (LSC), koje podrazumeva određivanje količine $^{14}C$ u uzorku kao meru prisutnosti biogene komponente u testiranom gorivu, pokazalo se kao dobra i brza metoda. U ovoj interkomparaciji učestvovale su dve laboratorije: Laboratorija sa Univerziteta u Novom Sadu (UNS), Srbija i Laboratorija sa Instituta Ruđer Bošković (RBI), Hrvatska. Svaka laboratorija je koristila sopstveni kalibracioni metod i isti set uzoraka za interkomparaciju (proizvedena bio-goriva bazirana na dizelu i komercijalno dostupna domaća ulja).*

*Iz dobijenih rezultata može se zaključiti da svaki od prikazanih metoda ima svoje prednosti i mane, što zavisi od samog sastava uzorka. RBI metod se zasniva na upotrebi dve kalibracione krive, za čisto biogena i čisto fosilna goriva, i kalibracija nije zavisna od hemijskog sastava analiziranog uzorka. Ograničenje ove metode je SQP(E) vrednost niža od 690. Ispod ove vrednosti odbroji biogene i fosilne komponente postaju veoma bliski jedan drugom i samim tim rezultati koji se dobijaju nisu pouzdani. U ovoj interkomparaciji, UNS je koristila dve različite metode kalibracije, jednu za proizvedene bio-dizele, a drugu za domaća ulja. UNS metod evaluacije izmerenih podataka u mnogome zavisi od sastava ispitivanog goriva, pa su rezultati dobijeni sa "two-step" metodom relativno dobri za smeše dizela sa biogenom komponentom. U slučaju biogenih ulja, UNS "two-step" metod nije dao realistične rezultate, zbog toga je korišćen "one-step" metoda za koji je utvrđeno ograničenje za SQP(E) parametar na 700.*

*Uzorci koji se pripremaju sa tečnim gorivima su najčešće obojeni i najveći problem koji se javlja je korekcija na prigušenje u samom uzorku, koja mora biti detaljno sprovedena kako bi se dobio pouzdan rezultat, pa najveći izazov daljnjeg razvoja ovih metoda postaje postupak merenja biogene komponente u jako prigušenim uzorcima.*

# RAPID LSC METHOD FOR DIRECT ALPHA/BETA MEASUREMENTS IN WATERS

**Ivana STOJKOVIĆ[1], Nataša TODOROVIĆ[2], Jovana NIKOLOV[2] and Branislava TENJOVIĆ[2]**

*1) University of Novi Sad, Faculty of Technical Sciences, Novi Sad, Serbia, ivana_st@uns.ac.rs*

*2) University of Novi Sad, Faculty of Sciences, Novi Sad, Serbia, natasa.todorovic@df.uns.ac.rs*

***ABSTRACT***

*Monitoring of environmental samples, drinking and surface waters, is continuously carried out, demanding development of methods that are both reliable and accurate on one side, but as simple and fast as possible, on the other. Screening tests such as gross alpha/beta activity measurements in water samples are one liquid scintillation counting (LSC) technique widely used as an efficient tool for radiological assesment and estimation whether water sample needs further analysis or not. In this paper, establishment of rapid gross alpha/beta screening technique in waters has been presented, which assumes modification of conventional ASTM D 7283-06 method, since samples were directly mixed with liquid scintillation cocktail, without any sample pretreatment. Method's optimization involved sample-to-cocktail ratio determination based on the achieved detection limit and sample's quench level. Optimal value of Pulse Shape Analysis (PSA) discriminator that considerably improves performance of LSC technique through alpha/beta spectra separation during radiological quality measurements of drinking waters has also been investigated. Results of calibration experiments and method's validity measurements on spiked samples with $^{241}Am$ and $^{90}Sr/^{90}Y$ aqueous standards are presented. Achieved detection limits for $t_b$ 300 minutes of counting are $MDA_\alpha$=0.294(11) Bq $l^{-1}$ and $MDA_\beta$=0.405(5) Bq $l^{-1}$, in alpha and beta window, respectively. Direct alpha/beta method provides deviations up to 40% from reference values, but it offers advantages over conventional alpha/beta measurements, it is ultra fast, simple and inexpensive test for efficient screening of water samples.*

## 1. INTRODUCTION

Radiological characterization of natural water samples often comes down to cost-effective procedure – screening of all samples for the presence of gross activities, an estimation of the total activity of all alpha and high energy beta emitters [1]. This radiochemical composition analysis in environmental studies indicates whether water sample contains elevated levels of any radionuclide. The use of low-background liquid scintillation counting (LSC) techniques permits the simultaneous measurement of both alpha and beta emitters with efficiencies close to 100% [2].

ASTM D 7283-06 Standard Test Method [3] for gross alpha/beta activity monitoring in drinking waters recommends preparation of samples by slow evaporation to dryness and addition of nitric acid before mixing with scintillation cocktail and assumes that efficiency detection depends on dry weight of samples, which is an indication of quench level present in samples. The purpose of this paper is to present optimization of rapid direct LSC method for ultra fast gross alpha/beta screening test in waters, without

sample preparation, and to investigate its possibilities and limitations. Similar studies have been conducted and reported in literature [4-5].

## 2. EXPERIMENTAL

All the samples have been counted on Ultra Low Level Liquid Scintillation Spectrometer Wallac 1220 Quantulus, specifically designed for low level activity measurements, containing low background construction materials, an anticoincidence active and a passive shield. Optimization for best possible separation of alpha and beta spectra, thus generating two separated spectra, is regulated with Pulse Shape Analysis (PSA) circuit where user can change PSA discriminator setting. The spectra were acquired by WinQ and analyzed by Easy View software by Perkin Elmer.
All samples were previously acidified with $HNO_3$ (to assure pH≤2) and mixed with water-miscible Ultima Gold AB scintillation cocktail in 20 ml polyethylene vials (glass vials were not used, since they introduce higher background). Background samples contained distilled water. Standard radioactive sources ($^{241}$Am, $^{90}$Sr/$^{90}$Y) produced from Czech Metrology Institute, Inspectorate for Ionizing Radiation were used for preparation of calibration samples, $A(^{241}\text{Am})$=37.57 Bq ml$^{-1}$ with combined standard uncertainty 0.2%, reference date 1/10/2013, $A(^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y})$=38.18 Bq ml$^{-1}$ with combined standard uncertainty 0.5%, reference date 1/10/2013.
Quantulus 1220 also has a quench control parameter, the Spectral Quench Parameter of the External Standard (SQP[E]), which is the lowest channel below which 99.75% of the counts generated when the sample is irradiated with a $^{152}$Eu source, included in the counter, are registered [6]. SQP(E) decrease indicates higher quench level in samples.

## 3. METHOD AND CALCULATIONS

Efficiency detection and misclassification parameters calculations, defined and presented in detail in ASTM D 7283-06 Standard Test Method [3], were based on the measurements of pure α and β emitters as well as the background samples - all prepared with the certain sample: scintillation cocktail volume ratio, without additional quench corrections. Since there is no dry weight of sample as ASTM method assumes, here in direct method, efficiency parameters of α-particles in α-ROI $(\varepsilon_{\alpha\alpha})(\varepsilon_{\alpha\alpha})$ and in β-ROI $(\varepsilon_{\alpha\beta})(\varepsilon_{\alpha\beta})$, efficiency detection parameters of β-particles in β-ROI $(\varepsilon_{\beta\beta})(\varepsilon_{\beta\beta})$ and in α-ROI $(\varepsilon_{\beta\alpha})(\varepsilon_{\beta\alpha})$, as well as misclassification factors, α-in-β ROI ($X_\alpha X_\alpha$) and β-in-α ROI ($X_\beta X_\beta$), were determined as constants for each sample: scintillation cocktail volume ratio. Calibration experiments were carried out on optimal PSA level values previously determined for each sample-to-cocktail ratio. ASTM method recommends that Minimal Detectable Activity, $MDA_\alpha$ [Bq l$^{-1}$] and $MDA_\beta$ [Bq l$^{-1}$], in α-ROI and in β-ROI, respectively, should be determined for each of the measured samples. In direct method, $MDA_\alpha$ and $MDA_\beta$ were evaluated for each of the investigated sample:cocktail ratios according to Currie expression [7], based only on background count rates in α-ROI and β-ROI.

## 4. RESULTS AND DISCUSSION

Optimal value of PSA discriminator, which can be set between 1-256 on Quantulus, was investigated for different sample: cocktail ratios to ensure accurate and reliable

alpha/beta spectra separation, as presented in Table 1. Average SQP(E) values were measured at first for active samples ($^{241}$Am or $^{90}$Sr/$^{90}$Y spiked to distilled water), which indicate the manner in which quench level changes for different volume ratios: it gradually increases with sample volume. It is also interesting to observe SQP(E) parameter behaviour in blank samples prepared with scintillation cocktail in different volume ratios: its decrement is more rapid with increased blank sample volume than in case of active samples where $^{241}$Am or $^{90}$Sr/$^{90}$Y solutions are present.

**Table 1. Optimal PSA determination and *MDA* dependence for different sample-to-cocktail ratios**

| Sample:cocktail volume ratio | Optimal PSA | Average SQP(E) of active samples | SQP(E) of blank sample | $MDA_\alpha$ [ Bq $l^{-1}$] | $MDA_\beta$ [ Bq $l^{-1}$] |
|---|---|---|---|---|---|
| 4:16 | 89 | 830 (9) | 830 | 0.671(23) | 1.098(12) |
| 5:15 | 90 | 820 (7) | 817 | 0.537(19) | 0.849(10) |
| 6:14 | 91 | 813 (11) | 810 | 0.449(16) | 0.718(8) |
| 7:13 | 91 | 803 (13) | 796 | 0.423(13) | 0.650(7) |
| 8:12 | 92 | 795 (8) | 790 | 0.345(12) | 0.542(6) |
| 9:11 | 91 | 797 (9) | 775 | 0.366(12) | 0.474(5) |
| 10:10 | 93 | 792 (9) | 760 | 0.319(11) | 0.438(5) |
| **11:9** | **96** | **791 (10)** | **745** | **0.294(11)** | **0.405(5)** |
| 12:8 | 99 | 785 (11) | 728 | 0.303(12) | 0.417(5) |
| 13:7 | 105 | 783 (12) | 713 | 0.368(13) | 0.419(5) |
| 14:6 | 108 | 783 (16) | 684 | 0.447(16) | 0.442(5) |
| 15:5 | 111 | 774 (11) | 663 | 0.459(19) | 0.481(6) |
| 16:4 | 115 | 757 (10) | 641 | 0.527(19) | 0.483(6) |

Table 1 provides results of optimal volume ratio investigation as well, where indications are based on the achieved detection limit and quench level of sample, with respect to the capacity of scintillation cocktail. It is clear that 11:9 is optimal sample-to-cocktail ratio with moderate quench level for which optimal PSA parameter is determined to be 96, whilst *MDA's* are 0.294(11) Bq $l^{-1}$ for gross alpha activity, and 0.405(5) Bq $l^{-1}$ for gross beta activity for $t_b t_b$=300 min. Longer counting time could further reduce obtained *MDA* values. Since recommended screening levels are set to 0.1 Bq $l^{-1}$ for gross alpha and 1 Bq $l^{-1}$ for gross beta activity by EURATOM [8], direct α/β method provides only a screening tool adequate in emergency situations. Obtained *MDA's* are still below values recommended in official law of Republic of Serbia: 0.5 Bq $l^{-1}$ for gross alpha activity and 1 Bq $l^{-1}$ for gross beta activity [9], which makes direct α/β method suitable for drinking and surface waters monitoring in Serbia. If complete ASTM method is implemented, *MDA* parameters can be reduced about 20 times if the samples are evaporated to dryness before mixing with cocktail [10], which is time-consuming procedure, nevertheless.

Efficiency detection and misclassification parameters for all of the investigated volume ratios are provided in Table 2. Smaller sample volumes have higher efficiencies, but higher detection limits also. Misclassification factors, $X_\alpha$ and $X_\beta$, are gradually increasing, following the increment of quench level with sample volume (Table 1), as

expected. We conclude that ratio 11:9 is optimal in all investigated parameters with minimal detection limit achieved.

**Table 2. Efficiency and misclassification parameters of different volume ratios**

| **Sample:cocktail volume ratio** | $\varepsilon_{\alpha\alpha}$ $\varepsilon_{\alpha\alpha}$ **[%]** | $\varepsilon_{\alpha\beta}$ $\varepsilon_{\alpha\beta}$ **[%]** | $\varepsilon_{\beta\beta}$ $\varepsilon_{\beta\beta}$ **[%]** | $\varepsilon_{\beta\alpha}$ $\varepsilon_{\beta\alpha}$ **[%]** | $X_\alpha$ | $X_\beta$ |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 4:16 | 96.98 (23) | 4.89 (5) | 190.2 (10) | 3.36 (6) | 0.0505 (6) | 0.0177 (3) |
| 5:15 | 96.9 (3) | 5.26 (5) | 191.4 (10) | 3.54 (3) | 0.0543 (6) | 0.01848 (18) |
| 6:14 | 96.5 (3) | 5.29 (4) | 190.4 (10) | 3.78 (6) | 0.054 (4) | 0.0199 (3) |
| 7:13 | 95.9 (3) | 5.26 (9) | 183.5 (10) | 3.911 (23) | 0.0550 (10) | 0.02131 (18) |
| 8:12 | 94.26 (24) | 5.472 (23) | 189.4 (10) | 4.83 (3) | 0.0581 (3) | 0.02552 (20) |
| 9:11 | 86.12 (19) | 5.57 (5) | 190.7 (10) | 6.82 (9) | 0.0646 (6) | 0.0358 (5) |
| 10:10 | 81.53 (17) | 5.04 (8) | 180.2 (9) | 7.48 (12) | 0.0618 (10) | 0.0414 (7) |
| **11:9** | **72.43 (20)** | **4.84 (3)** | **173.9 (9)** | **8.02 (5)** | **0.0669 (5)** | **0.0461 (4)** |
| 12:8 | 64.40 (16) | 4.12 (5) | 158.1 (8) | 5.40 (8) | 0.0640 (8) | 0.0341 (6) |
| 13:7 | 54.33 (23) | 3.703 (16) | 137.6 (8) | 5.97 (8) | 0.0682 (4) | 0.434 (6) |
| 14:6 | 41.57 (15) | 3.65 (3) | 121.2 (6) | 5.48 (4) | 0.0877 (7) | 0.0452 (4) |
| 15:5 | 34.03 (13) | 3.44 (3) | 105.1 (7) | 5.03 (7) | 0.1010 (10) | 0.0478 (7) |
| 16:4 | 27.77 (6) | 3.457 (12) | 92.7 (5) | 5.72 (13) | 0.1245 (5) | 0.0617 (15) |

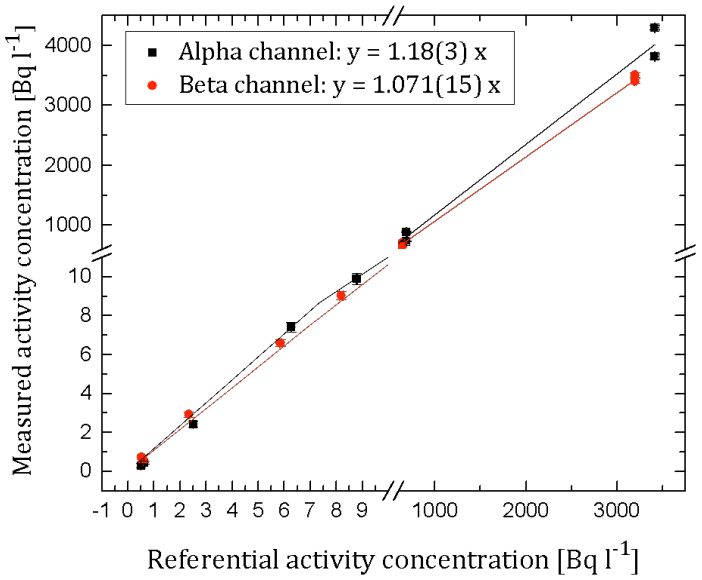



**Figure 1. Method's validation mesurements on spiked $^{241}$Am and $^{90}$Sr/$^{90}$Y samples**

Method's accuracy and validity has been tested on spiked distilled water samples with $^{241}$Am/$^{90}$Sr radionuclides in wide range of activities, as presented in Figure 1. Low $^{241}$Am/$^{90}$Sr activity concentrations were selected from close to *MDA*'s to ~15 times higher than *MDA*'s in alpha and beta channel. On the other hand, samples with high activities had around 600 Bq l$^{-1}$ and above 3000 Bq l$^{-1}$. All of them were prepared as typical environmental samples: $^{241}$Am/$^{90}$Sr were spiked into 2 l plastic bottles with distilled water, acidified with $HNO_3$ and then prepared in 20 ml vials according to direct α/β method, 3 probes each and counted for a few 300 min cycles on Quantulus. Correlation coefficients were obtained as: 1.18(3) for alpha counts, and 1.071(15) for beta counts, which suggests that direct alpha/beta method tends to result in overestimated both alpha and beta activities, in general. For all of the spiked samples prepared, direct α/β method overestimated low activity concentrations up to ~40%, both for alpha and for beta counts, whilst relative deviations for highly active samples were up to ~30% for alpha and ~10% for beta counts, respectively. It is important to mention that similar results were obtained for the same samples prepared and measured according to ASTM method also [11]. This indicates that both methods, direct and ASTM, do not provide exact measurements, but only screening tools for radioanalysis of environmental samples, most adequate in case of nuclear accidents and potential leakages monitoring from nuclear power plants. However, significant difference is that ASTM method provides up to 20 times lower detection limits, but extends preparation time of samples for at least two weeks.

## 5. CONCLUSIONS

Possibilities of rapid screening method development for gross alpha/beta measurements in waters have been presented. Samples have been directly mixed with liquid scintillation cocktail Ultima Gold AB, without any pretreatment i.e. without evaporation as conventional methods recommend. Calibration experiments have been prepared with $^{241}$Am and $^{90}$Sr/$^{90}$Y aqueous standards for different sample: cocktail ratios. Optimal ratio

has been established to 11:9 with $MDA_{\alpha}$=0.294(11) Bq $l^{-1}$ and $MDA_{\beta}$=0.405(5) Bq $l^{-1}$ for $t_b t_b$=300 min of counting on optimal level PSA=96. Presented radiological emergency procedure allows to obtain preliminary result whether the sample contains elevated levels of radioactivity in 5 hours.

## 6. ACKNOWLEDGEMENT

The authors acknowledge the financial support of the Provincial Secretariat for Higher Education and Scientific Research within the project "Radioactivity in drinking water and cancer incidence in Vojvodina" no. 114-451-2405/2016 and the Ministry of education, science and technological development of the Republic of Serbia within projects no. OI171002 and III43002.

## 7. REFERENCES

[1] J.A. Sanchez-Cabeza, L.A. Pujol. A rapid method for the simultaneous determination of gross alpha and beta activities in water samples using a low background Liquid Scintillation Counter. *Health Phys* 68, 1995, 674-682.

[2] J.A. Sánchez-Cabeza, L. Pujol, J. Merino, L. León, J. Molero, V. Vidal-Quadras, W.R. Schell, P.I. Mitchell. Optimization and calibration of a low-background liquid scintillation counter for the simultaneous determination of alpha and beta emitters in aqueous samples. In: Noakes J.E., Schonhofer F., Polach H.A. (Eds.), *Radiocarbon*, 1993, 43–50, Liquid Scintillation Spectrometry 1992.

[3] ASTM International. D 7283-06, Standard Test Method for Alpha- And Beta-Activity in Water By Liquid Scintillation Counting. 100 Barr Harbor Drive, PO Box C700, West Conshohocken, PA 19428-2959, United States.

[4] S. P. D. Bhade, P. J. Reddy, A. Narayanan, K. K. Narayan, D. A. R. Babu, D. N. Sharma. Standardization of calibration procedures for quantification of gross alpha and gross beta activities using liquid scintillation counter. *J Radioanal Nucl Chem* 284, 2010, 367–375.

[5] D. Sas and J. Janda. Rapid determination of gross alpha/beta activity in urine with LSC. *J Radioanal Nucl Chem* 311, 2017, 23. DOI 10.1007/s10967-016-5077-x.

[6] J. Fons, D. Zapata-García, J. Tent, M. Llauradó. Simultaneous determination of gross alpha, gross beta and $^{226}$Ra in natural water by liquid scintillation counting. *J Environ Radioactiv* 125, 2013, 56-60.

[7] L.A. Curie. Limits for qualitative detection and quantitative determination. Application to radiochemistry. *Anal Chem* 40, 1968, 586–593.

[8] Council Directive 2013/51/EURATOM of 22 October 2013 laying down requirements for the protection of the health of the general public with regard to radioactive substances in water intended for human consumption.

[9] Official Gazette of the Republic of Serbia no. 38/2011.

[10] N. Todorović, J. Nikolov, B. Tenjović, I. Bikit, M. Vesković. Establishment of a method for measurement of gross alpha/beta activities in water from Vojvodina region. *Radiat Meas* 47, 2012, 1053-1059.

[11] I. Stojković, N. Todorović, J. Nikolov, B. Tenjović. Establishment of rapid LSC method for direct alpha/beta measurements in waters. *J Radioanal Nucl Chem,* 2017, doi:10.1007/s10967-017-5346-3.

# DIREKTNA METODA ZA ODREĐIVANJE UKUPNE ALFA/BETA AKTIVNOSTI U VODAMA

**Ivana STOJKOVIĆ[1], Nataša TODOROVIĆ2, Jovana NIKOLOV[2] i Branislava TENJOVIĆ[2]**

*1) Univerzitet u Novom Sadu, Fakultet Tehničkih Nauka, Novi Sad, Srbija, ivana_st@uns.ac.rs*

*2) Univerzitet u Novom Sadu, Prirodno-matematički fakultet, Novi Sad, Srbija, natasa.todorovic@df.uns.ac.rs*

***SADRŽAJ***

*Rutinski monitoring pijaćih i površinskih voda sprovodi se kontinuirano i nameće potrebu za razvojem metoda koje su, s jedne strane, pouzdane i tačne, ali istovremeno, jednostavne i brze. Screening testovi radi procene ukupne alfa/beta aktivnosti u uzorcima voda, jedna su od često primenjenih tehnika tečne scintilacione spektroskopije, kojima se efikasno može utvrditi da li uzorak zahteva dalju radiološku analizu ili ne. U radu je predstavljena optimizacija brze direktne metode za ispitivanje ukupne alfa/beta aktivnosti u vodama, uz prikaz i diskusiju postignutih granica detekcije. Ova metoda je modifikacija standardne test metode ASTM D 7283-06 za ispitivanje ukupne alfa i beta aktivnosti i podrazumeva direktno mešanje uzorka vode sa scintilacionim koktelom. Na taj način, uzorak je spreman za merenje bez prethodne pripreme koja, prema standardnim metodama, obično podrazumeva duge procedure poput uparavanja do suvog ostatka. Optimizacija metode sastoji se u određivanju optimalnog odnosa uzorak: scintilacioni koktel na osnovu granica detekcije (MDA) u alfa i beta kanalima, kao i nivoa prigušenja u uzorcima, uzimajući u obzir i maksimalni kapacitet određenog koktela. Podešena je vrednost PSA (Pulse Shape Analysis) diskriminatora u cilju optimalne separacije alfa i beta spektara i redukcije pozadinskih efekata. Kalibracija i validacija metode je izvršena standardnim referentnim materijalima, rastvorima $^{241}Am$ i $^{90}Sr/^{90}Y$. Utvrđeno je da za 300 minuta merenja tečnim scintilacionim brojačem, mogu se izmeriti koncentracije aktivnosti koje premašuju vrednosti $MDA_{\alpha}=0,294(11)$ Bq $l^{-1}$ i $MDA_{\beta}=0,405(5)$ Bq $l^{-1}$ u alfa i beta kanalima, respektivno. Rezultati validacije metode pokazuju da maksimalna relativna odstupanja mogu iznositi do 40%, što je prihvatljivo, uzimajući u obzir da metod nije predviđen za precizno merenje koncentracija aktivnosti pojedinih radionuklida, već za celokupnu procenu radiološke bezbednosti uzoraka voda.*

# OPTIMIZACIJA USLOVA MERENJA NA TEČNOM SCINTILACIONOM SPEKTROMETRU ZA ODREĐIVANJE TRICIJUMA U VODAMA NAKON OBOGAĆENJA

**Marija JANKOVIĆ[1], Danijela DANILOVIĆ[2], Gordana PANTELIĆ[1], Nataša SARAP[1], Dragana TODOROVIĆ[1], Jelena KRNETA NIKOLIĆ[1], Milica RAJAČIĆ[1] i Ivana VUKANAC[1]**

*1) Laboratorija za zaštitu od zračenja i zaštitu životne sredine, Institut za nuklearne nauke Vinča, Univerzitet u Beogradu, Mike Petrovića Alasa 12-14, 11001 Vinča, Beograd, Srbija, marijam@vinca.rs*

*2) Fakultet za fizičku hemiju, Univerzitet u Beogradu, Studentski trg 12-16, 11001 Beograd, Srbija*

***SADRŽAJ***

*U radu je prikazana optimizacija uslova merenja na tečnom scintilacionom spektrometru Ultra Low Level Liquid Scintillation Spectrometer Quantulus 1220 u cilju određivanja tricijuma u uzorcima voda. Opisan je postupak određivanja efikasnosti, optimalnog odnosa zapremine uzorka i scintilacionog koktela i optimalno vreme merenja. Instrument je predviđen za merenje niskih aktivnosti tricijuma u uzorcima prirodnih voda. U tu svrhu uzorci površinskih voda i padavina su elektrolitički obogaćeni i kao takvi mereni na spektrometru. Rezultati pokazuju da su dobijene aktivnosti tricijuma u datim vodama ispod granica predvidjenih zakonskom regulativom.*

## 1. UVOD

Tricijum ($^{3}H$) je radioaktivni izotop vodonika sa vremenom poluraspada od 12,32 god. [1] i sa maksimalnom energijom beta zračenja od 18 keV (srednja vrednost energije je 5,7 keV). Vodonik je najrasprostranjeniji element u Svemiru, 90,79 %, dok je na Zemlji zastupljen sa 0,88% [2]. Njegov izotop protijum ($^{1}H$) zastupljen je sa 99,985%, deuterijum ($^{2}H$) sa 0,015%, dok je tritijum zastupljen sa samo $10^{-16}$ % (i u Svemiru i na Zemlji).

Tricijum nastaje u prirodi prevashodno interakcijom sa kosmičkim zracima [3]:

$$^{14}N + n \rightarrow {}^{12}C + {}^{3}H - 4{,}3\ MeV$$

$$^{14}N + n \rightarrow 3\ {}^{4}He + {}^{3}H - 11{,}5\ MeV,$$

dok količine tricijuma koje dospevaju u atmosferu kao proizvod ljudske delatnosti potiču od: energetskih nuklearnih reaktora, proizvodnje nuklearnog oružja, atmosferskih i podzemnih nuklearnih eksplozija, postrojenja za proizvodnju teške vode i tritijuma, postrojenja za separaciju tritijuma. dok je veća količina tritijuma prisutna u atmosferi i u celom hidrološkom ciklusu antropogenog porekla, nastalog iz nuklearnih eksplozija od 1945 -1963. Koncentracija ovako nastalog tritijuma se stalno smanjuje, međutim i dalje predstavlja glavni izvor kontaminacije životne sredine ovim radioizotopom. S obzirom na nisku aktivnost uzorke je potrebno elektroltički obogatiti.

Za detekciju tricijuma koristi se tečni scintilacioni spektrometar Quantulus 1220, proizvođača Perkin Elmer. Cilj ovog rada je da se odrede optimalni uslovi za merenje tricijuma u vodama iz životne sredine na tečnom scintilacionom detektoru nakon elektrolitičkog obogaćenja.

## 2. Eksperimentalni deo

*Instrumentacija*

Quantulus 1220 spada u tečne scintilacione detektore koji mogu da mere izrazito niske energije. Detektor ima sopstveni sistem redukcije fona oko komore u kojoj se nalaze uzorci, koji se sastoji iz aktivne i pasivne zaštite. Pasivna zaštita je napravljena od olova, bakra i kadmijuma, dok aktivnu zaštitu čini scintilator na bazi mineralnog ulja. Detektor poseduje analizator oblika impulsa: PSA (Pulse Shape Analysis) i komparator amplituda impulsa PAC (Pulse Amplitude Comparator) – komparator amplituda impulsa. Takođe ima i višekanalni analizator [4].

*Određivanje optimalnog odnosa zapremine uzorka i scintilacionog koktela*

Za merenje uzoraka na tečnom scintilacionom detektoru koriste se plastične bočice zapremine 20 ml. Za određivanje najoptimalnijeg odnosa zapremina uzorka – scintilacioni koktel korišćen je scintilacioni koktel OptiPhase Hisafe 3. Napravljena je serija različitih odnosa zapremina standarda $^{3}$H 9031-OL-548/13 Czech Metrology Institute Type: ERX aktivnosti 5,060 MBq na dan 01.10.2013. godine i scintilacionog koktela.

*Efikasnost detekcije*

Prilikom određivanje efikasnosti tečnog scintilacionog spektrometra korišćen je gore navedeni sertifikovani standardni rastvor tricijuma. Efikasnost detekcije određena je na osnovu sledeće jednačine [5]:

$$\varepsilon = \frac{R_{DWTS} - R_b}{A_{DWTS}} \tag{1}$$

dok je merna nesigurnost određivanja efikasnosti detektora izračunata na osnovu sledeće jednačine:

$$u(\varepsilon) = \sqrt{\frac{\frac{R_{DWTS}}{t_{DWTS}} + \frac{R_b}{t_b}}{A_{DWTS}^2} + \varepsilon^2 \left( \frac{u(A_{DWTS})}{A_{DWTS}} \right)^2} \tag{2}$$

gde je $A_{DWTS}$ - aktivnost destilovanog standarda tricijuma (Bq); $R_b$ - fon (cps); $R_{DWTS}$ - odbroj standarda tricijuma (cps); $u(A_{DWTS})$ - merna nesigurnost standarda tricijuma (Bq); $t_{DWTS}$ - vreme merenja standarda tricijuma (s); $t_b$ - vreme merenja fona (s).

*Određivanje minimalne detekcione koncentracije*

Za određivanje minimalne detekcione koncentracije korišćen je uzorak destilovane vode iz dubokog bunara koja služi za merenje fona. Minimalna detekciona koncentracija računa se na osnovu sledeće jednačine:

$$MDC = \frac{2{,}71 + 4{,}65\sqrt{R_b \cdot t_b}}{60 \cdot \varepsilon \cdot V \cdot t_b \cdot Z} \tag{3}$$

gde je: *MDC* - minimalna detektovana koncentracija (Bq/l); $R_b$ - odbroj fona (cpm); $t_b$ - vreme merenja fona (min); $V$ – zapremina merenog uzorka (l); $Z$ – faktor obogaćenja (*definisan u delu priprema uzoraka za elektrolitičko obogaćenje*).

*Priprema uzoraka za elektrolitičko obogaćenje*

Priprema uzoraka za određivanje aktivnosti tricijuma sastoji se od preliminarne destilacije kako bi se uklonile sve nečistoće i da bi se izdvojili svi eventualno prisutni katjoni i anjoni i elektrolitičkog obogaćenja. Za elektrolizu se koristi set od 16 elektrolitičkih ćelija postavljenih u hladnjak, čija se temperatura održava od -4°C do +4°C. Elektrolitičko obogaćenje $^3$H vrši se u serijski vezanim ćelijama. Radni napon za set od 16 ćelija je 48 V, dok je jačina struje 5 A. Elektroliza uzoraka, kao i vode obeležene poznatom aktivnošću $^3$H, vrši se oko 5 dana sa ukupnom strujom od 600-700 Ah. Za to vreme zapremina uzoraka se smanji 10 puta, tj. zaostala zapremina uzoraka u ćelijama iznosi 20 – 30 ml. Po završenoj elektrolizi, vrši se destilacija, kako bi se uzorak odvojio od elektrolita [6]. Priprema uzoraka za merenje na tečnom scintilacionom spektrometru sastoji se u odmeravanju 8 ml uzorka u polietilensku plastičnu bočicu zapremine 20 ml i dodavanju 12 ml scintilacionog koktela (OptiPhase Hisafe 3). Uzorci se mere na tečnom scintilacionom spektrometru.

Aktivnost $^3$H određuje se pomoću sledeće jednačine [7,8]:

$$A = \frac{R_a - R_b}{\varepsilon \cdot V \cdot Z \cdot e^{-\lambda t}} \tag{4}$$

gde je: $R_a$ – odbroj za mereni uzorak (cps); $R_b$ - odbroj fona (cps); $\varepsilon$ - efikasnost brojača; $V$ - zapremina uzorka (l); $\lambda$ - konstanta poluraspada za tricijum $(ln2)/t_{1/2}$; $t_{1/2}$ - vreme poluraspada tricijuma (4510 dana), $t$ vreme proteklo od uzorkovanja do brojanja (dani); $Z$ – faktor obogaćenja, definisan jednačinom (5):

$$Z = \exp\left( \frac{PQ}{(V_i - V_f)F} \ln \frac{V_i}{V_f} \right) \tag{5}$$

gde je $P$ - parametar obogaćenja, definisan jednačinom (6); $Q$ – broj amper časova za datu elektrolizu (Ah), $V_i$ - početna zapremina uzorka (ml); $V_f$ - krajnja zapremina uzorka (ml); $F$ - Faradejeva konstanta (2,975 Ah/g).

$$P = \frac{F}{Q} \frac{(V_i - V_f)\ln Z_{IS}}{\ln \frac{V_i}{V_f}} \tag{6}$$

gde je $Z_{IS}$ faktor obogaćenja ćelije definisan jednačinom (7):

$$Z_{IS} = \frac{R_{SW} - R_b}{R_{BE} - R_b} \tag{7}$$

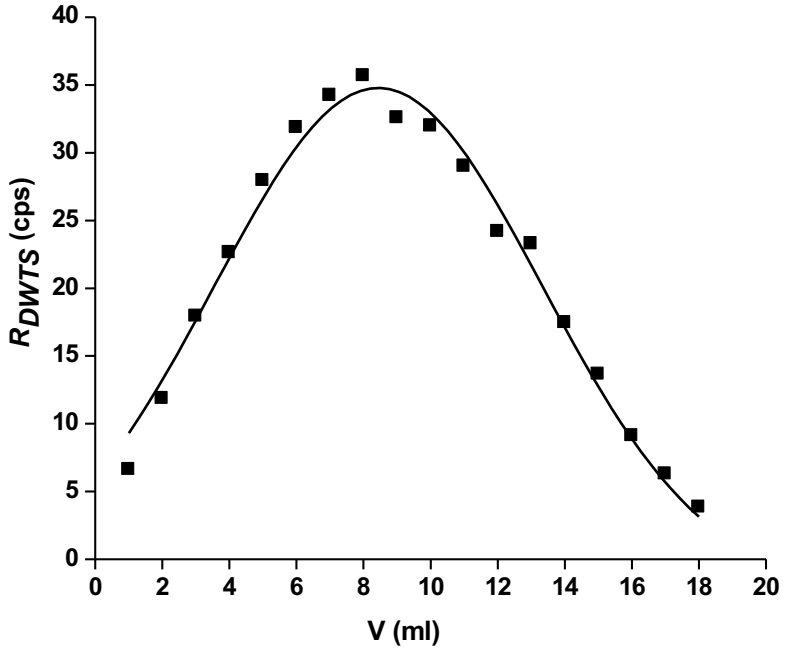
gde je $R_{SW}$ – odbroj spajkovane destilovane vode nakon elektrolize (cps); $R_{BE}$ - odbroj vode obeležene tricijumom pre elektrolize (cps).

Prozor za merenje tricijuma podešen je između 1 i 250 kanala. Vreme merenja uzoraka je 18000 s. Svi rezultati merenja dati su sa mernom nesigurnošću koja je izražena kao

proširena merna nesigurnost za faktor k = 2 koji za normalnu raspodelu odgovara nivou poverenja od 95%.

## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

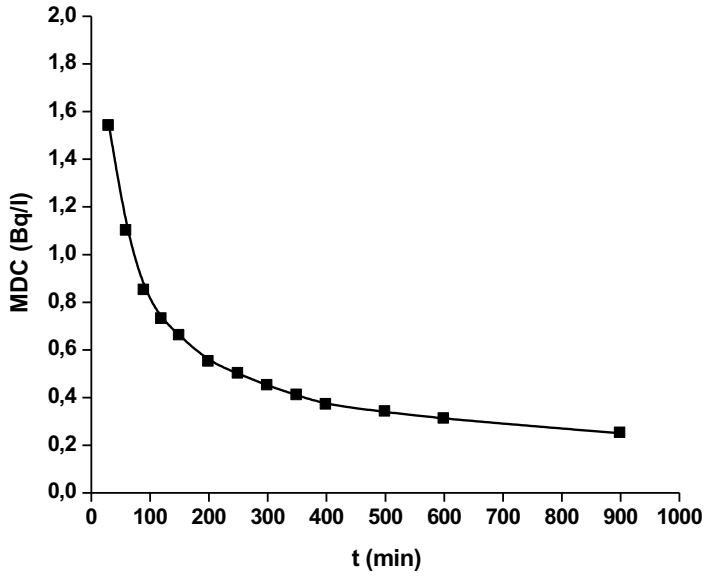
Na slici 1 prikazana je zavisnost odbroja standarda $R_{DWTS}$ u funkciji različitih odnosa zapremina standarda tricijuma – scintilacioni koktel. Scintilacioni koktel koji je korišćen je OptiPhase Hisafe 3. Na osnovu datog grafika određen je najoptimalniji odnos zapremina uzorak-scintilacioni koktel koji iznosi 8:12 (uzorak-koktel).




**Slika 1. Zavisnost odbroja standarda tricijuma od različitih odnosa zapremina standard – scintilacioni koktel. Na *x* osi je prikazana zapremina standarda, dok je ostatak do 20 ml scintilacioni koktel**

Efikasnost detektora određena na osnovu formule (1) i iznosi (27,5 ± 0,5)% za odnos standarda i scintilacionog koktela 8:12. Standard je meren u dva ciklusa po 5 min.

Na slici 2 prikazana je zavisnost minimalne detekcione koncentracije (dobijene za uzorak vode sa niskim sadržajem tricijuma koja se koristi za merenje fona) u funkciji vremena merenja. Na slici su prikazani rezultati dobijeni korišćenjem scintilacionog koktela OptiPhase Hisafe 3 i efikasnosti od 27,5. Minimalna detekciona koncentracija za vreme merenja od 300 min iznosi 0,45 Bq/l za zapreminu uzorka od 8 ml. Za izračunavanje MDC po jednačini (3) za faktor obogaćenja Z uzeta je vrednost 7, kao srednja vrednost za faktor obogaćenja više više elektroliza.




**Slika 2. Zavisnost MDC od vremena merenja**

Na osnovu gore prikazanih rezultata optimizacije uslova merenja na tečnom scintilacionom detektoru, određen je sadržaj tricijuma u uzorcima površinskih voda i padavina (koji su rezultat jedne elektrolize). Rezultati su prikazani u tabeli 1.

**Tabela 1. Aktivnost tricijuma u uzorcima površinskih voda i padavina**

| Uzorak | $^{3}$H (Bq/l) |
|---|---|
| Reka Sava april 2017. | 1,25 ± 0,19 |
| Padavine Lazarevac mart 2017. | 1,64 ± 0,20 |
| Reka Gradac mart 2017. | 1,13 ± 0,19 |
| Kravarička reka mart 2017. | 1,21 ± 0,19 |
| Zlotska reka mart 2017. | 1,33 ± 0,19 |
| Reka Kolubara mart 2017. | 1,17 ± 0,19 |
| Reka Veliki lug mart 2017. | 1,36 ± 0,19 |
| Padavine Meteo Stub mart 2017. | 2,69 ± 0,24 |
| Padavine Kragujevac april 2017. | 1,56 ± 0,20 |
| Reka Dunav april 2017. | 2,88 ± 0,05 |
| Padavine Zeleno Brdo februar 2017. | 1,60 ± 0,20 |
| Potok Mlaka april 2017. | 6,16 ± 0,38 |
| Padavine Niš april 2017. | 1,87 ± 0,21 |
| Padavine Zeleno Brdo april 2017. | 1,83 ± 0,21 |

Na osnovu rezultata prikazanih u tabeli 1, prvenstveno se može zaključiti da su uslovi koji su određeni za merenje na tečnom scintilacionom detektoru pogodni za merenje tricijuma u uzorcima voda iz životne sredine. Aktivnosti tricijuma u uzorcima površinskih voda i padavina prikazuju niske vrednosti i ne razlikuju se mnogo kada su u pitanju površinske vode i padavine. Međutim, sa druge strane iz tabele 1 se može videti

da uzorak Padavine Meteo Stub mart 2017. ima skoro duplo veću aktivnost od ostalih uzoraka padavina. Meteorološka stanica Meteo Stub se nalazi u krugu Instituta "Vinča". U Institutu za nuklearne nauke "Vinča", u Beogradu, nalaze se dva istraživačka reaktora, RA i RB, koji predstavljaju glavni izvor tritijuma u okruženju. Istraživački reaktor RA je teškovodni reaktor, koji je radio od 1959. do 1986. god., sa nominalnom snagom od 6,5 MW. Teška voda (5,3 tone) korišćena je i kao moderator i kao tečnost za hlađenje i imala je koncentraciju tritijuma od oko 0,2 TBq $l^{-1}$. Sekundarni rashladni sistem koristio je vodu iz Dunava posredstvom izmenjivača toplote. U aprilu 1986. god. reaktor RA je stavljen van pogona, a teška voda je drenirana i odložena u rezervoare 1987. godine [9]. Tako odložena teška voda i dalje predstavlja potencijalni izvor tricijuma. Dakle, aktivnost dobijena za padavine Meteo Stub je veća nego na referentnim meteorološkim stanicama u Beogradu ili u Lazarevcu, Kragujevcu ili Nišu. Isto važi i za uzorak Potok Mlaka koji protiče kroz Institut Vinča i preko Bolečice se uliva u Dunav. Aktivnost dobijena u ovom uzorku je 6,16 Bq/l, dok je aktivnost ostalih uzoraka reka bila u opsegu 1,13-2,88 Bq/l. Takođe može se videti da je aktivnost tricijuma u uzorku reke Dunav veći nego u drugim rekama ispitivanim u ovom radu, što ukazuje na to da tricijum u Dunav dospeva u određenoj meri iz drugih izvora lociranih uzvodno. Svi dobijeni rezultati pokazuju da su dobijene aktivnosti tricijuma u datim vodama ispod granica predvidjenih zakonskom regulativom [10].

## 4. ZAKLJUČAK

U radu su određeni optimalni uslovi merenja na tečnom scintilacionom detektoru Quantulus 1220 u cilju određivanja aktivnosti tricijuma u vodama nakon elektrolitičkog obogaćenja. Određen je optimalni odnos zapremina uzorak - scintilacioni koktel koji iznosi 8:12, određena je efikasnost brojača koja iznosi 27,5% i minimalna detekciona koncentracija koja iznosi 0,45 Bq/l za vreme merenja od 300 min. Dati uslovi primenjeni su na određivanje tricijuma u uzorcima površinskih voda i padavina i pokazano je da se dati spektormetar uz metodu elektrolitičkog obogaćenja može koristiti za određivanje niskih aktivnosti tricijuma u vodama.

## 5. ZAHVALNICA

Ovaj rad je podržan od strane Ministarstva za prosvetu, nauku i tehnološki razvoj Republike Srbije u okviru projekata broj III43009.

## 6. LITERATURA

[1] L. L. Lucas, M. P. Unterweger, Comprehensive Review and Critical Evaluation of the Half-Life of Tritium. *J. Res. Natl. Inst. Stand. Technol*. 105, 2000, 541-549.
[2] Š. S. Miljanić, Izotopski efekti kod vodonika - Teška voda. Institut "Vinča", 1996.
[3] R. Cornog, W. F. Libby, Production of radioactive hydrogen by neutron bombardment of boron and nitrogen. *Phys. Rev*. 59**,** 1941, 1046.
[4] J. Nikolov, N. Todorović, M. Janković, M. Voštinar, I. Bikit, S. Forkapić, D. Mrđa, M. Vesković. Određivanje tricijuma u vodi – poređenje metoda. *Zbornik radova XXVI Simpozijuma Društva za Zaštitu od Zračenja Srbije i Crne Gore*, 12-14. Oktobar 2011, Tara, 69-73 ISBN 978-86-7306-105-4.
[5] ASTM D 4107-08 Standard Test Method for Tritium in Drinking Water, 2008.

[6] M. M. Janković, D. J. Todorović, Z. Keleman, N. R. Miljević, The measurement of tritium in water samples with electrolytic enrichment using liquid scintillation counter. *Nuclear Technology & Radiation Protection*, 27, 2012, 239-246.
[7] Tecnical Procedure Note 19, Isotope Hydrology Lab., Procedure and Technique Critique for Tritium Enricment by Electrolysis at the IAEA Laboratory, IAEA, 1976.
[8] K. Rozanski, M. Groning. Tritium assay in water samples using electrolytic enrichment and liquid scintillation spectrometry. In: Quantifying uncertainty in nuclear analytical measurements, IAEA-TECDOC-1401, IAEA, Vienna, 2004, 195-217.
[9] M. Janković, Primena indeksa simetrije za praćenje vremenske promene koncentracije tritijuma u vodama iz životne sredine, doktorska disertacija, Fakultet za Fizičku Hemiju, Univerzitet u Beogradu, Beograd, 2013.
[10] Pravilnik o granicama sadržaja radionuklida u vodi za piće, životnim namirnicama, stočnoj hrani, lekovima, predmetima opšte upotrebe, građevinskom materijalu i drugoj robi koja se stavlja u promet (Sl. gl. RS 86/11 i 97/13).

# OPTIMIZATION OF LIQUID SCINTILLATION SPECTROMETER QUANTULUS 1220 FOR TRITIUM DETERMINATION IN WATER SAMPLES AFTER ELECTROLYTIC ENRUCHMENT

**Marija JANKOVIĆ[1], Danijela DANILOVIĆ[2], Gordana PANTELIĆ[1], Nataša SARAP[1], Dragana TODOROVIĆ[1], Jelena KRNETA NIKOLIĆ[1], Milica RAJAČIĆ[1], Ivana VUKANAC[1]**

*1) Radiation and Environmental Protection Department, Institute of Nuclear Sciences Vinča, University of Belgrade, Mike Petrovića Alasa 12-14, 11001 Belgrade, Serbia, marijam@vinca.rs*

*2) Faculty of Physical Chemistry, University of Belgrade, Studentski trg 12-16, 11158 Belgrade, Serbia*

***ABSTRACT***

*The paper presents the optimization of the measurement conditions for Ultra Low Level Liquid Scintillation Spectrometer Quantulus 1220 in order to determine the tritium activity in water samples after electrolytic enrichment. The procedure included determination of efficiency, background, minimal detectable activity, the optimal ratio of the sample volume and scintillation cocktail and the optimal measurement time. The instrument is designed to measure low activity of tritium in natural water samples. For this purpose, samples of surface waters and precipitation are electrolytically enriched and as such are measured on a spectrometer.*

# UTICAJ PROMENA MIONSKOG FLUKSA NA NIVO FONSKE AKTIVNOSTI U NISKOFONSKIM GAMA SPEKTROMETRIJSKIM MERENJIMA

**Nikola JOVANČEVIĆ[1], David KNEŽEVIĆ[1], Miodrag KRMAR[1], Jovana NIKOLOV[1], Nataša TODOROVIĆ[1], Strahinja ILIĆ[2]**

*1) Univerzitet u Novom Sad, Prirodno-matematički fakultet, Departman za fiziku, Novi Sad, Republika Srbija, nikola.jovancevic@df.uns.ac.rs*

*2) Fakultet tehničkih nauka, Novi Sad, Republika Srbija*

***SADRŽAJ***

*Mioni predstavljaju glavnu komponentu kosmičkog zračenja na nivou mora, zbog čega su značajan izvor fonske aktivnosti u gama spektrometrijskim merenjima. Fonsku aktivnost mioni mogu produkovati interakcijama sa detektorom i okolnim materijalima. Tom prilikom nastali neutroni daju takođe značajan doprinos vrednosti fonske gama aktivnosti. U ovom radu su predstavljeni rezultati merenja korišćenjem HPGe detektora sa gvozdenom i olovnom pasivnom zaštitom u dva okruženja, kada je iznad detektora bila prisutna različita debljina pokrovnog betonskog sloja. Monitoring prisustva miona je vršen korišćenjem plastičnog scintilacionog detektora. Određene su vrednosti inteziteta gama pikova koji se javljaju usled neutronskih reakcija i upoređeni su sa promenom prisustva miona u okruženju detektora. Dobijeni rezultati mogu poslužiti za unapređenje projektovanja zaštita prilikom niskofonskih gama spektrometrijskih merenja.*

## 1. UVOD

Mioni su jedna od glavnih komponenata kosmičkog zračenja na nivou mora [1]. Putem različitih interakcija oni daju bitan dobrinos odbroju fonskog zračenja u različitim niskofonskim gama spektroskopskim merenjima [2-6]. Jedan od načina na koji mioni utiču na detekciju fonskih događaja je njihova interakcija sa detektorom i okolnim materijalima, prvenstveno materijalima zaštite detektora. Tom prilikom pre svega putem zahvata miona na materijalima velike gustine i visokog rednog broja može doći do produkcije neutrona [6-8]. Na ovaj način kreirani neutroni interaguju sa detektorom i okolnim materijalima. Ove interakcije se pre svega odvijaju putem zahvata neutrona i njihovog rasejanja. To dovodi do toga da se u snimljenim gama spektrima detektuju gama pikovi koji prate deekscitaciju jezgara pobuđenih u ovim procesima [9,10]. Detekcija ovih događaja je često neželjena tokom različitih gama spektroskopskih merenja. Zbog toga je od važnosti analizirati kako se gama aktivnost uzrokovana interakcijama fonskog neutronskog spektra menja u zavisnosti od promene prisustva miona u okruženju detektora [11-17]. Treba napomenuti da se doprinos miona fonskom zračenju otklanja izgradnjom dubokih podzemnih laboratorija ili korišćenjem različitih aktivnih zaštita [18, 19]. Međutim, u ovom radu biće razmatran ovaj doprinos u nadzemnim laboratorijama sa malom debljinom pokrovnog sloja.

Da bi se analizirala korelacija između prisustva miona i gama aktivnosti indukovane neutronskim interakcijama u ovom radu su vršena merenja sa dva HPGe detektora koja su bila prisutna u dva različita okruženja. U prvom slučaju iznad detektora je bio tanji pokrovni sloj u vidu jedne betonske ploče, dok je u drugom slučaju debljina pokrovnog

sloja bila četiri betonske ploče. Monitoring prisustva miona je izvršen merenjima pomoću plastičnog scintilacionog detektora. Treba napomenuti i da su HPGe detektori imali dve različite zaštite, olovnu i gvozdenu, te je na taj način analiziran i uticaj promene mionskog fluksa na produkciju neutrona u ovim materijalima.
Snimljeni gama spektri su analizirani i utvrđeni su intenziteti gama pikova koji potiču od neutronskih reakcija i njihova promena je upoređena sa varijacijama prisustva miona u okruženju detektora. Ovakva analiza može poslužiti za buduće projektovanje i izgradnju niskofonskih gama spektroskopskih laboratorija.

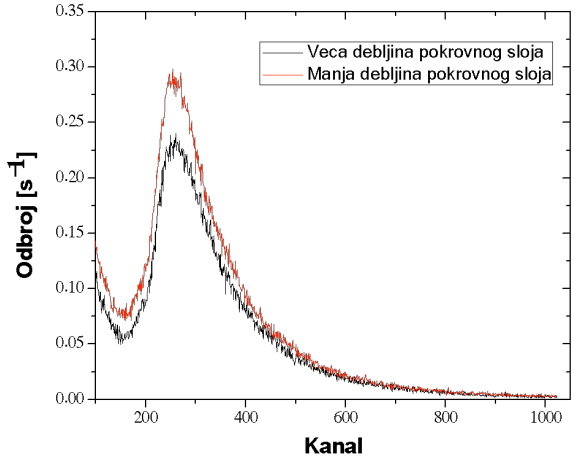
## 2. EKSPERIMENTALNA POSTAVKA I MERENJA

Gama spektrometrijska merenja su izvršena na Departmanu za fiziku, PMF, Novi Sad. Tom prilikom su korišćena dva germanijumska poluprovodnička detektora (HPGe) [10, 12, 14].
Prvi detektorski sistem se sastojao od HPGe detektora proizvođača Canberra. Detektor je koaksijalni n-tima, sa U-tipom kriostatske konfiguracije. Relativna efikasnost ovoga detektora je 100 % i aktivna zapremina mu je 380 $cm^3$. Detektor je postavljen u kućište sa prednjim prozorom od karbon fibera visoke čistoće sa debljinom od 0.89 mm, što omogućava visoku efikasnost za detekciju zračenja i sa energijama manjim od 20 keV. Detektor se nalazio u pasivnoj zaštiti izrađenoj od olova (Canberra model 777B). Ukupna masa zaštite je 1633 kg. Debljina zaštite je 15 cm s tim što je 125 cm spoljašnjeg sloja zaštite izgrađeno od običnog niskoaktivnog olova a unutrašnji sloj od 25 cm je od posebno namenjenog olova koje sadrži koncentraciju aktivnosti $^{210}$Pb od 20 Bq/kg. Zaštita takođe sadrži i sloj bakra debljine 1.5 mm i kalaja debljine 1 mm [10].
Drugi detektorski sitem je HPGe detektor relativne efikasnost 22.3% i zapremine 119 $cm^3$ (Canberra model G.C.2525-7600). Detektor je bio smešten u gvozdenoj zaštiti zidova debljine 25 cm i mase od oko 20 tona [10]. Zaštita je proizvedena od gvožđa izlivenog pre Drugog svetskog rata zbog čega ne sadrži radioaktivnu kontaminaciju prouzrokovanu nuklearnim probama i havarijama na nuklearnim postrojenjima. Gvozdena zaštita je oblika kocke i ima korisnu zapreminu od oko 1 $m^3$ što omogućava postavljanje u zaštitu detektora zajedno sa Djuardovim sudom.
Monitoring prisustva miona je vršen korišćenjem plastičnog scintilatora. Ovaj detektor je dimenzija 50cm·50cm·5cm. Prozvođač detektora je Sconix Holland BV a tip detektora je R500*50 N 500/2P+VD 10-E2-X. Ova vrsta detektora je prvenstveno namenjena za izgradnju aktivnih zaštita germanijumskih detektora prilikom niskofonskih gama spektrometrijskih merenja.
Merenja u ovom radu sa dva germanijumska sistema i detektorom za praćenje prisustva miona su vršena na dve lokacije. Na prvoj lokaciji debljina pokrovnog sloja je bila od jedne betonske ploče debljine oko 20 cm dok je na drugoj lokaciji debljina pokrovnog sloja bila četiri betonske ploče (oko 80 cm). Mogućnost za ova merenja se javila usled preseljenja Laboratorije za gama spektroskopiju na Departmanu za fiziku u Novom Sadu. Na ovaj način je bilo moguće izvršiti analizu promene prisustva miona u dva različita okruženja i takođe analizirati promene u snimljenim gama spektrima.
Za potrebnu analizu su izvršena snimanja vremenski dugih fonskih spektara sa vremenom merenja od 252237 s do 2473816 s. Takođe na obe lokacije su vršena merenja i sa scintilacionim detektorom pri čemu su vremena merenja bila oko 2 h. To vreme merenja je bilo dovoljno da prikupljen broj događaja bude zadovoljavajući za statističku analizu podataka.

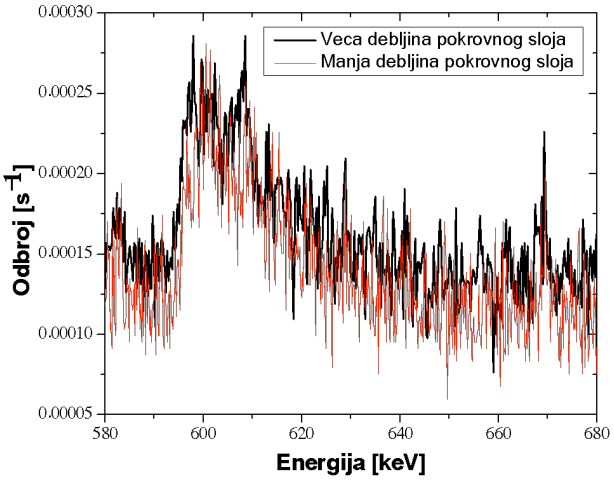
## 3. REZULTATI

Na slici 1 prikazani su snimljeni spektri sa scintilacionim detektorom na dve lokacije. U spektrima se uočava karakterističan pik od interakcije miona sa detektorom. Određen je ukupan odbroj ispod mionskog pika i vrednosti za dva data merenja su upoređene. Dobijeni rezultati si prikazani u tabeli 1.

Svi snimljeni gama spektri sa germanijumskim detektorima su analizirani pri čemu je posebna pažnja posvećena analizi broja detektovanih gama kvanata koji se javljaju usled interakcija neutrona sa germanijumom. Posebno su zanimljiva dva gama pika. Prvi od njih je sa energijom od 139,9 keV i prati zahvat neutrona na izotopu germanijuma $^{74}$Ge ($^{74}$Ge(n,γ)$^{75m}$Ge) [2]. Ovaj gama pik se standardno koristi za određivanje prisustva sporih neutrona u niskofonskim spektrometrijskim sistemima sa Ge detektorima. Na slici 3 su prikazani delovi snimljenih spektara sa uočljivim pikom energije od 139,9 keV. Drugi gama pik čiji je intenzitet analiziran, prikazan na slici 2, ima energiju od 691 keV i detektuje se usled neelastičnog rasejanja neutrona na izotopu germanijuma $^{72}$Ge ($^{72}$Ge(n,n')$^{72}$Ge) [2]. Ovaj gama pik se standarno koristi kao indikator prisustva brzih neutrona u samom germanijumskom detektoru.



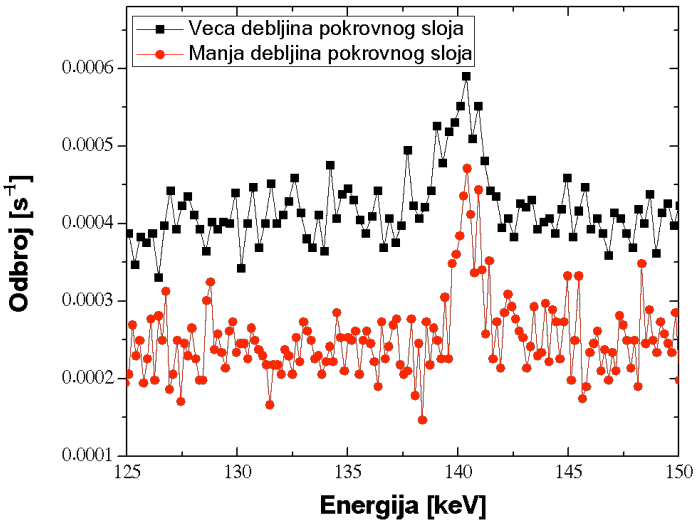

**Slika 1. Snimljeni spektri sa scintilacionim detektorom na dve različite lokacije sa uočljivim pikom koji potiče od detekcije miona**



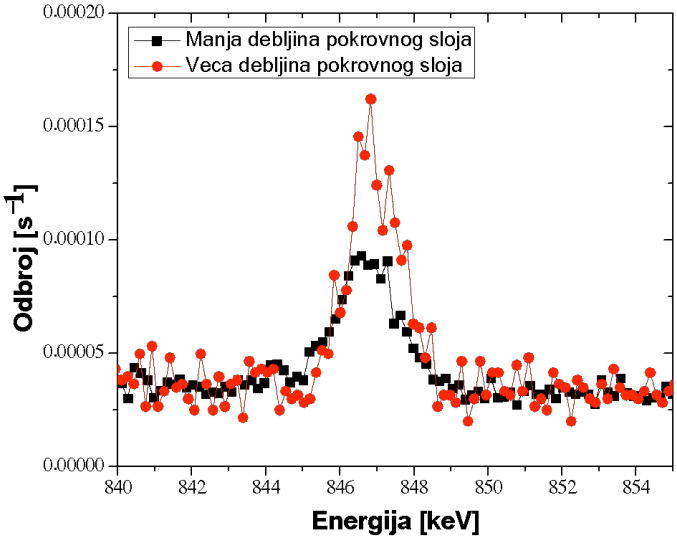

**Slika 2. Deo snimljenih spektara sa HPGe detektorom u olovnoj zaštiti sa uočljivim gama pikom od 691 keV koji prati reakciju $^{72}$Ge(n,n')$^{72}$Ge**

Intenziteti ovih pikova su određeni i upoređeni su njihovi odnosi za oba HPGe detektora na dve merne lokacije. Rezultati su prikazani u tabeli 1.

Za analizu prisustva brzih neutrona u gvozdenoj zaštiti posebno može poslužiti gama pik energije od 846,8 keV koji prati reakciju $^{56}Fe(n,n')^{56}Fe$. Zbog toga su i intenziteti ovoga pika analizirani i predstavljeni u tabeli 1, dok je deo spektra koji sadrži ovaj pik prikazan na slici 4.




**Slika 3. Deo snimljenih spektara sa HPGe detektorom u olovnoj zaštiti sa uočljivim gama pikom od 139 keV koji prati reakciju $^{74}Ge(n,\gamma)^{75m}Ge$**




**Slika 4. Deo snimljenih spektara sa HPGe detektorom u gvozdenoj zaštiti sa uočljivim gama pikom od 846.8 keV koji prati reakciju $^{56}Fe(n,n')^{56}Fe$**

**Tabela 1. Detektovani intenziteti i odnosi gama pikova koji potiču od neutronskih interakcija sa Ge detektorom i detektovani intenziteti mionskih događaja. Pozicija 1 - manja debljina pokrovnog sloja, Pozicija 2 - veća debljina pokrovnog sloja**

| | **Pozicija 1** | **Pozicija 2** | **$I_1/I_2$** |
|---|---|---|---|
| | **$I_1[s^{-1}]$** | **$I_2[s^{-1}]$** | |
| **Odbroj mionskih događaja** | 56,51(28) | 46,63(23) | 1,212(8) |
| **139,9 keV $^{72}Ge(n,\gamma)^{73}Ge$ HPGe sa Pb zaštitom** | 0,00128(7) | 0,00088(5) | 1,47(11) |
| **139,9 keV $^{72}Ge(n,\gamma)^{73}Ge$ HPGe sa Fe zaštitom** | 0,00134(5) | 0,000618(16) | 2,18(8) |
| **691 keV $^{74}Ge(n,n')^{74}Ge$ HPGe sa Pb zaštitom** | 0,00463(14) | 0,00338(9) | 1,37(5) |
| **691 keV $^{74}Ge(n,n')^{74}Ge$ HPGe sa Fe zaštitom** | 0,0008(1) | Nije detektovano | **-** |
| **846,8 keV $^{56}Fe(n,n')^{56}Fe$** | 0,00119(4) | 0,000710(17) | 1,69(7) |

## 4. DISKUSIJA I ZAKLJUČAK

U ovom radu analiziran je uticaj promene prisustva miona na fonske događaje generisane neutronskim reakcijama sa germanijumskim detektorima u olovnoj i gvozdenoj zaštiti. Monitoring mionskog fluksa sa scintilacionim detektorom je pokazao da je na lokaciji sa manjim pokrovnim slojem prisutan oko 20% veći broj miona. Što je i očekivan rezultat usled veće atenuacije miona u većoj debljini materijala.

Rezulatati pokazuju da smanjenje broja miona prati i smanjenje broja detektovanih odbroja u gama pikovima koji potiču od neutronskih reakcija. To je posledica manje produkcije neutrona u materijalu zaštite detektora usled manjeg broja miona koji stižu do detektora u slučaju veće debljine pokrovnog sloja. Međutim, smanjenje broja neutrona je različito za detektore sa olovnom i gvozdenom zaštitom. Uočava se da je promena broja neutrona mnogo manja u olovnoj nego u gvozdenoj zaštiti (tabela 1). Smanjenje broja sporih neutrona (poređenje intenziteta gama linije od 139,9 keV) je u olovu oko 47% dok je u gvožđu značajno veće, čak više od dva puta. Isti trend se zapaža i za brze neutrone (gama linija od 691 keV). Broj brzih neutrona procenjen na osnovu neutronskih interakcija sa Ge je za oko 40% veći u slučaju manje debljine pokrovnog sloja. U slučaju Ge detektora u gvozdenoj zaštiti gama pik od 691 keV nije detektovan i neophodno je izvršiti fonsko merenje sa većim periodom merenja da bi se mogao utvrditi intenzitet ovoga pika. Odnosi detektovanih intenziteta gama pika od 846 keV upućuju na smanjenje broja brzih neutrona od oko 70% u gvozdenoj zaštiti.

Ovde prikazani rezultati će biti osnova za dalju analizu uticaja promene mionskog fluksa na produkciju neutrona u različitim materijalima koji su prisutni u okruženju germanijumskih detektora tokom niskofonskih gama spektrosopskih merenja. Ova analiza takođe može pružiti i informacije značajne za buduće projektovanje i izgradnju niskofonskih laboratorija za gama spektrometriju.

## 5. LITERATURA


[1] In: Povinec, P.P. (Ed.), Analysis of Environmental Radionuclides. Elsevier, Amserdam, pp. 209–239. S. Niese, 2008. Underground laboratories for low-level radioactivity measurements.

[2] G.P. Škoro et al., Environmental neutrons as seen by a germanium gamma-ray spectrometer, Nucl. Instr. and Meth. A 316 (1992) 333-336.

[3] G. Fehrenbacher et al., Fast neutron detection with germanium detectors: computation of response functions for the 692 keV inelastic scattering peak, Nucl. Instr. and Meth. A 372 (1996) 239-245.

[4] G. Heusser, Cosmic ray interaction study in low-level Ge spectrometry, Nucl. Instr. And Meth. A 369 (1996) 539-543.

[5] R. Wordel et al., Study of neutron and muon background in low-level germanium gamma-ray spectrometry, Nucl. Instr. And Meth. A 369 (1996) 557-562.

[6] W.V. Scroder et al, Z. Phys. 239 (1974) 57.

[7] E. Gete et al., Neutron-induced peaks in Ge detectors from evaporation neutrons, Nucl. Instr. And Meth. A 388 (1997) 212-219.

[8] T. Siiskonen and H. Toivonen, A model for fitting peaks induced by fast neutrons in an HPGe detector, Nucl. Instr. And Meth. A 540 (2005) 403-411.

[9] M. Krmar et al., A method to estimate a contribution of Ge(n,n′) reaction to the low-energy part of gamma spectra of HPGe detectors, Nucl. Instr. And Meth. A 709, (2013) 8-11.

[10] N. Jovancevic and M. Krmar, Analysis of Neutron Induced Gamma Activity in Lowbackground Ge – Spectroscopy Systems, Physics Procedia, 31, (2012) 93-98.

[11] M. Krmar et al., Measurement of $^{56}$Fe activity produced in inelastic scattering of neutrons created by cosmic muons in an iron shield, Applied Radiation and Isotope, 70(1), (2012), 269-273.

[12] N. Jovančević and M. Krmar, Neutrons in the low-background Ge-detector vicinity estimated from different activation reactions, Applied Radiation and Isotopes, 69, (2011), 629-635.

[13] N. Jovančević et al., Neutron induced background gamma activity in low-level Ge-spectroscopy systems, Nucl. Instr. And Meth. A 612, (2009), 303-308.

[14] I. Bikit et al., Production of X-rays by cosmic-ray muons in heavily shielded gamma-ray spectrometers, Nucl. Instrum. Methods A 606, (2009), 495-500.

[15] S. Croft et al., The specific total and coincidence cosmic-ray-induced neutron production rates in materials, Nucl. Instrum. Methods A 505, (2003), 536–539.

[16] Da Silva et al., Neutron background for a dark matter experiment at a shallow depth site, Nucl. Instrum. Methods Phys. Res. A 354, (1995), 553-559.

[17] Y. Feige et al., Production rates of neutrons in soils due to natural radioactivity, J. Geophys. Res. 73, (1968), 3135–3142.

[18] G. Heusser, 1994. Background in ionizing radiation detection. In: Garcia-Leon, M., Gracia-Tenorio, R. (Eds.), Low-Level Measurements of Radioactivity in the Environment. Word Scientific, Singapore, pp. 69–112.

[19] G. Heusser, Low-radioactivity background techniques, Annu. Rev. Nucl. Part. Sci. 45, (1995), 543–590.

# INFULECE OF MUON FLUX VARIATIONS TO LEVEL OF BACKGROUND ACTIVITY DURING LOW-BACKGROUND GAMMA SPECTROMETRIC MEASUREMENTS

**Nikola JOVANČEVIĆ[1], David KNEŽEVIĆ[1], Miodrag KRMAR[1], Jovana NIKOLOV[1], Nataša TODOROVIĆ[1], Strahinja ILIĆ[2]**

*1) University of Novi Sad, Faculty of Scinece, Department of Physics, Novi Sad, Republic of Serbia, nikola.jovancevic@df.uns.ac.rs*

*2) Faculty of Technical Sciences, Novi Sad, Republic of Serbia*

***ABSTRACT***

*Muons are one of the main components of cosmic radiation on the sea level and there are significant source background activities during gamma spectroscopic measurements. Background activity can be produced by muon interactions with detector and surrounding materials. On this way created neutrons also have high influence on detection of background events. In this work there are presented the results of measurements by use of HPGe detectors with iron and lead shields. The detectors were located in two different environments where the different thicknesses of covering concrete layer were present. The monitoring of muons presence was done by measurements with plastic scintillation detector. The levels of neutron induced gamma activates were determinated and compared with changing of muon flux in detectors environment. The results can be used for improving of new detector shield in gamma spectrometry measurements.*

# ODREĐIVANJE ENERGETSKOG SPEKTRA NEUTRONA PRISUTNOG U GAMA SPEKTROMETRIJSKIM MERENJIMA SA GERMANIJUMSKIM DETEKTORIMA

**Nikola JOVANČEVIĆ[1], David KNEŽEVIĆ[1,2], Miodrag KRMAR[1], Jovana NIKOLOV[1], Nataša TODOROVIĆ[1], Jovana PETROVIĆ[1]**

*1) Univerzitet u Novom Sadu,Prirodno-matematički fakultet,Departman za fiziku, Novi Sad, Republika Srbija, nikola.jovancevic@df.uns.ac.rs*

*2) Institut za fiziku, Univerzitet u Beogradu, Republika Srbija*

***SADRŽAJ***

*Određivanje prisustva neutrona tokom niskofonskih gama spektrometrijskih merenja je od posebne važnosti. Zbog toga je u ovom radu analiziran način određivanja energetskog spektra neutrona prisutnog u merenjima sa HPGe detektorima. Ovaj metod se zasniva na korišćenju metoda dekonvolucije. Za to je neophodno poznavati gama aktivnost indukovanu neutronskim reakcijama sa različitim izotopima germanijuma kao i efikasne preseke za date neutronske reakcije. Ovaj pristup je testiran merenjima sa fisionim izvorom neutrona $^{252}Cf$ koji je bio postavljen u blizini HPGe detektora. Dobijeni rezultati pokazuju da ovaj metod moze pružiti pouzdane podatke o obliku energetskog spektra neutrona tokom gama spektrometrijskih merenja.*

## 1. UVOD

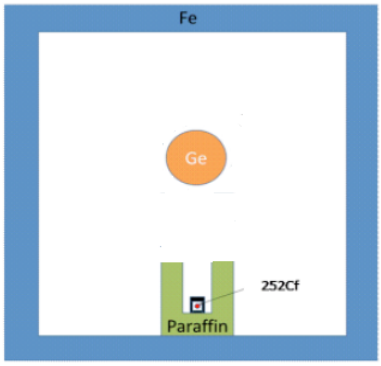
Neutronske reakcije sa Ge-detektorom i okolnim materijalima mogu da proizvedu merljivu gama aktivnost putem reakcija zahvata i rasejanja [1]. Kako su neutroni jedan od primarnih izvora fona u gama spektrometriji, analiziranje neutronskog prisustva je od velikog značaja u niskofonskim eksperimentima, kao i u različitim promptnim neutronsko aktivacionim eksperimentima [2]. Analiza neutronskih interakcija, shodno tome, je bila predmet mnogih istraživanja [1-10]. Međutim, i dalje ostaje problem određivanja neutronskog spektra u Ge-detektoru tokom gama spektrometrijskih merenja [11-13]. U prethodnim istraživanjima koristili smo proceduru dekonvolucije za procenu neutronskog spektra koji potiče od kosmičkog zračenja u germanijumskom detektoru [14]. Ova procedura polazi od početnog (pretpostavljenog) spektra, koji se određuje na osnovu eksperimentalno ili teorijski određenih dostupnih podataka. Postupak dekonvolucije modifikuje početni spektar tako da se dobije najbolje slaganje između izmerenih vrednosti gama aktivnosti (u našem slučaju germanijumskih izotopa nakon interakcije sa neutronima) i izračunatih vrednosti gama aktivnosti korišćenjem dekonvolucijom dobijenog neutronskog spektra i dostupnih podataka za efikasne preseke za nuklearne reakcije koje su od interesa. Ovaj metod bi trebao da bude univerzalan i primenjiv u svim merenjima kada su u okruženju germanijumskih detektora prisutni neutroni, kao na primer u slučaju promptnih neutronskih aktivacionih merenja. U ovom radu smo uporedili izmerene aktivnosti germanijumskih izotopa i uporedili ih sa vrednostima dobijenim računom, pri čemu je kao izvor neutrona korišćen $^{252}Cf$.

Poređenje ovih vrednosti je neophodno da bi se dobio preliminarni rezultat koji će se koristiti u postupku dekonvolucije za dobijanje neutronskog spektra prilikom merenja sa fisionim izvorom neutrona $^{252}Cf$ [15, 16]. Poređenjem izračunatih i izmerenih vrednosti

gama aktivnosti moguće je doći do informacija koje će poboljšati početni spektar koji se onda može koristiti za procedure dekonvolucije.

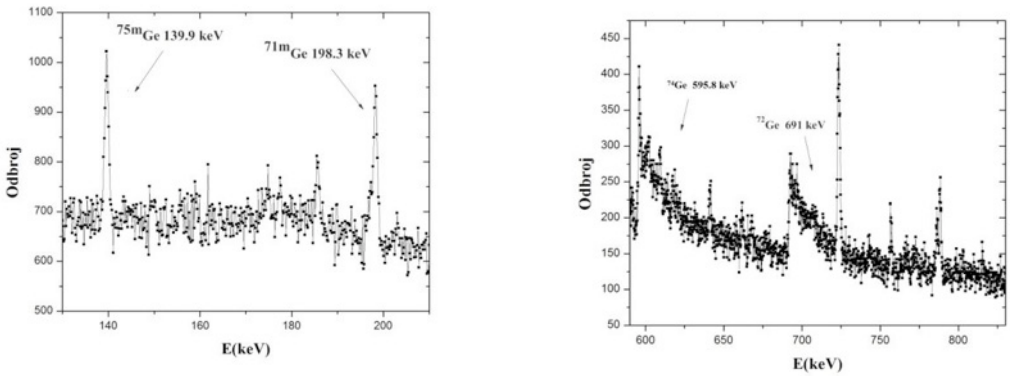
## 2. EKSPERIMENTALNA POSTAVKA

Merenje je izvršeno u Laboratoriji za gama spektroskopiju, Katedre za nuklearnu fiziku, u okviru Departmana za fiziku, Prirodno-matematičkog fakulteta u Novom Sadu. Za merenje gama aktivnosti indukovane neutronima, korišćen je HPGe detektor proizvođača Canberra, serijskog broja G.C.2520-7600. Detektor je n-tipa, relativne efikasnosti 22.3% i aktivne zapremine 119 $cm^3$. Detektor se tokom merenja nalazio unutar gvozdene zaštite zapremine 1 $m^3$ sa zidovima debljine 25 cm i mase oko 20 t.
Izvor neutrona u ovom eksperimentu je bio, kao što je ranije pomenuto, $^{252}$Cf aktivnosti $4{,}5 \cdot 10^3$ n/s u 4π sr. $^{252}$Cf ima dva moguća kanala raspada: alfa raspad (96,9%) i spontanu fisiju (3,2%). Period poluraspada za spontanu fisiju je $T_{1/2}$=2,645 godina i prilikom svake spontane fisije emituje se u proseku 3,77 neutrona.




**Slika 1. Šematski prikaz eksperimenta**

$^{252}$Cf se nalazio u Marineli posudi obloženoj parafinom sa svih strane osim sa strane koja je usmerena ka HPGe detektoru, kao što je prikazano na slici 1. Kako bi se apsorbovalo gama zračenje koje potiče od raspada fisionih potomaka nakupljenih u $^{252}$Cf, izvor je prekriven gvozdenom pločicom debljine 8 mm. Merenje je trajalo 151367 s, što je omogućilo zadovoljavajuću statistiku detektovanih gama kvanata nastalih prilikom interakcije neutrona sa jezgrima germanijuma.




**Slika 2. Delovi spektra sa detektovanim neutronima indukovanim gama pikovima koji potiču od (n,γ) reakcija (leva slika) i (n,n') reakcija (desno)**

## 3. REZULTATI

### 3.1. DETEKTOVANE AKTIVNOSTI

Na slici 2 prikazani su delovi spektra sa karakterističnim gama pikovima koji potiču od neutronskih interakcija sa izotopima germanijuma [9, 17]. Identifikovane gama linije, njihovo poreklo i intenziteti su prikazani u tabeli 1. Od svih detektovanih linija izabrane su one sa najboljom statistikom [9]. Za intenzitete standardnih spektroskopskih pikova Gausovskog oblika (139 keV $^{74}$Ge(n,γ)$^{75m}$Ge i 198 keV $^{70}$Ge(n,γ)$^{71m}$Ge) korišćen je programski paket GENIE2000. Intenzitet asimetričnih (n,n') gama pikova (691,0 keV $^{72}$Ge(n,n')$^{72}$Ge i 595,8 $^{74}$Ge(n,n')$^{74}$Ge), određen je korišćenjem funkcije za fitovanje [4,17]:

$$C(E) = a_0 ERFC\left[-\frac{E-E_0}{\sigma_0}\right] \cdot Exp\left[-\frac{E-E_0}{\Delta}\right] + \sum_{i=1}^{n} a_i \cdot Exp\left[-\frac{1}{2\sigma_i^2}(E-E_i)^2\right] + F \quad (1)$$

**Tabela 1. Opšte informacije o detektovanim gama linijama i odgovarajućim vrednostima intenziteta**

| Energija [keV] | Nuklid | Reakcije | Intenzitet [$s^{-1}$] |
|---|---|---|---|
| 139,9 | $^{75m}$Ge | $^{74}$Ge(n,γ)$^{75m}$Ge<br>$^{76}$Ge(n,2n)$^{75m}$Ge | 0,0136(8) |
| 198,3 | $^{71m}$Ge | $^{70}$Ge(n,γ)$^{71m}$Ge<br>$^{72}$Ge(n,2n)$^{71m}$Ge | 0,0159(8) |
| 595,8 | $^{74}$Ge | $^{74}$Ge(n,n')$^{74}$Ge | 0,0559(27) |
| 691,3 | $^{72}$Ge | $^{72}$Ge(n,n')$^{72}$Ge | 0,068(5) |

U jednačini (1), prvi član opisuje oblik Ge(n,n') gama pika. U drugom članu, izraz unutar sume je Gausova funkcija koja odgovara simetričnim gama linijama u regionu koji se fituje. Ove linije mogu biti Ge(n,γ) gama linije ili bilo koje druge linije koje pripadaju fonu. Parametar F označava fonski kontinuum za koji se prilikom fitovanja pretpostavlja da je linearna funkcija. Parametri fita su $a_0$, $a_i$ , $E_0$, $E_i$, $\sigma_0$ , $\sigma_i$ i $\Delta$. U ovom slučaju $E_0$ i $E_i$ predstavljaju energije detektovanih gama linija; $a_0$ i $a_i$ su maksimalne amplitude ovih linija. Parametri $\sigma_0$ i $\sigma_i$ su određeni širinom linije na polovini maksimuma i odgovaraju energetskoj rezoluciji detektora. Parametar $\Delta$ određuje karakteristike eksponencijalnog repa Ge(n,n') linija. Varijacijom parametara fita linija i fona, kao i varijacijom energetskog opsega unutar kojeg je izvršeno fitovanje dobijeni su optimalni rezultati [4]. Za fitovanje je korišćen ROOT softver za analizu podataka [18]. Pomoću ovog fita obrađen je i intenzitet gama pika germanijuma energije od 595,8 keV-a koji nastaje i usled (n,γ) i (n,n') reakcija, tj. interakcijama i sporih i brzih neutrona. Ovo je omogućilo razdvajanje ove linije za potrebe analize na simetričnu gama liniju koja potiče od zahvata i asimetričnu gama liniju koja potiče od neelastičnog rasejanja [19].
Nakon određivanja intenziteta gama linija od interesa, saturacione aktivnosti određenih germanijumskih izotopa po atomu prirodnog germanijuma su izračunate kao [9, 12]:

$$A_k = \frac{C \cdot M}{t \cdot p \cdot (\varepsilon + \alpha) \cdot m \cdot N_a} \quad (2)$$

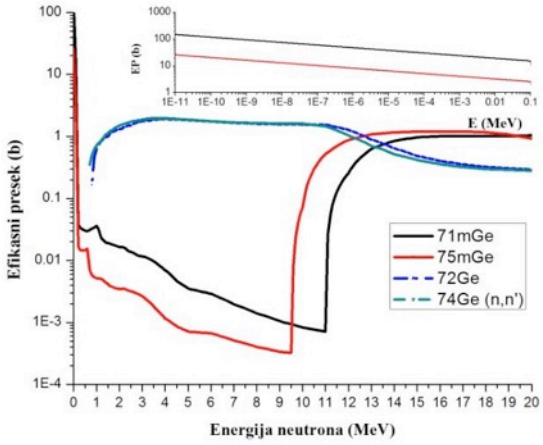
gde $C$ predstavlja detektovani odbroj gama linije, $t$ je vreme merenja, $p$ je verovatnoća emisije gama linije, $\alpha$ je konverzioni koeficijent, $\varepsilon$ je efikasnost u piku pune absorpcije (izračunata pomoću GEANT4 softverskog paketa), $M$ je molarna masa germanijuma, $m$ je masa germanijumskog kristala i $N_a$ Avogadrova konstanta. Aktivnosti dobijene korišćenjem jednačine (2), $A_k$, su prikazane u tabeli 2.

### 3.2. RAČUNATE AKTIVNOSTI

Metod za računanje aktivnosti germanijumskih izotopa se zasniva na činjenici da je neutronima indukovana aktivnost za aktivirani radionuklid, $k$, proporcionalna proizvodu efikasnog preseka za proizvodnju određenog radionuklida i neutronskog fluksa [20]:

$$A_k = \sum_i \sigma_{ik}\Phi_{\mathrm{i}}\ ;\ \mathrm{i} = 1, 2, 3 \ldots \mathrm{c};\quad \mathrm{k} = 1, 2, 3 \ldots . \mathrm{m} \tag{3}$$

gde su $\sigma_{ik}$ odgovarajuće funkcije efikasnog preseka, a $\Phi_i$ je neutronski fluks za energijski prozor $E_i$ . Indeks $k$ prolazi kroz brojeve korišćenih radionuklida, a $m$ predstavlja ukupan broj radionuklida. Maksimalna vrednost indeksa $i$, $c$, označava broj energijskih prozora u neutronskom spektru i funkciji efikasnog preseka. Iz jednačine (3), moguće je proceniti očekivane vrednosti za aktivnosti germanijumskih izotopa. U ovom radu, aktivnosti od interesa, $A_k$, predstavljaju aktivnosti izotopa germanijuma koje su indukovane različitim neutronskim reakcijama. Vrednosti $\sigma_{ik}$ za reakcije od interesa su preuzete iz ENDF baze podataka za efikasne preseke, preciznije iz ENDF/B-VII.1 biblioteke [21], kao što je prikazano na slici 3.




**Slika 3. Funkcije efikasnih preseka za proizvodnju Ge izotopa putem neutronskih reakcija (sa uvećanim niskoenergetskim delom)**

Za neutronski spektar je korišćen spektar $^{252}$Cf čiji je oblik dobro poznat, bez ikakvih modifikacija njegovog oblika, iako je realno za očekivati da je u našoj eksperimentalnoj postavci spektar neutrona u detektoru drugačiji od spektra koji emituje izvor. Ovo je urađeno upravo iz razloga da bi se poređenjem merenih i izračunatih vrednosti aktivnosti izotopa germanijuma moglo zaključiti kakve modifikacije treba izvršiti nad spektrom $^{252}$Cf tako da on realnije opisuje spektar neutrona unutar samog detektora. Vrednosti ovako dobijenih aktivnosti su prikazani u tabeli 2. Treba napomenuti da je prilikom

izračunavanja aktivnosti izotopa germanijuma korišćen faktor normiranja koji treba da omogući poređenje izmerenih i izračunatih vrednosti jer je prilikom računanja ukupan fluks neutrona normiran na jediničnu vrednost.

## 4. DISKUSIJA I ZAKLJUČAK

U tabeli 2 prikazane su izmerene i izračunate aktivnosti, kao i njihovi odnosi. Uočava se da se za izotope germanijuma $^{71m}$Ge i $^{72}$Ge izračunate vrednosti relativno dobro slažu sa izmerenim vrednostima, dok su kod $^{74}$Ge i $^{75m}$Ge izmerene vrednosti veće oko 2,5 i 4 puta od izračunatih, respektivno. Odstupanja računatih i izmerenih vrednosti za izotop $^{75m}$Ge upućuju na mogućnost značajnijeg uticaja interakcija brzih neutrona na intenzitet gama pika od 139,9 keV, što je i bio predmet naše prethodne studije [19]. Neslaganje izmerenih i računatih vrednosti za $^{74}$Ge moze biti objašnjeno značajnijim doprinosom $^{73}$Ge(n,γ)$^{74}$Ge detektovanom odbroju gama pika energije od 595,8 keV. Ova odstupanja postavljaju i pitanje validnosti dostupnih efikasnih preseka za korišćene neutronske reakcije.
Ovde prikazani rezultati upućuju na to da promptni fisioni neutronski spektar $^{252}$Cf ne može na najbolji način objasniti prisutan spektar neutrona tokom izvršenog merenja. To može biti posledica usporavanja i termalizacije neutrona u materijalima prisutnim u okruženju detektora. Takođe, za dalju analizu neophodno je u račun uključiti i druge neutronske reakcije sa izotopima germanijuma i izvršiti proveru validnosti dostupnih podataka za efikasne preseke za interakciju neutrona sa jezgrima germanijuma.

**Tabela 2. Intenziteti, izmerene i računate aktivnosti za reakcije od interesa, kao i odnosi izmerenih i računatih vrednosti**

| Izotop | Izmerena aktivnost [$10^{-26}$ Bq] | Računata aktivnost [$10^{-26}$ Bq] | Odnos aktivnosti (I/R) |
|---|---|---|---|
| $^{71m}$Ge | 0,506(27) | 0,63 | 0,80 |
| $^{72}$Ge | 1,31(9) | 1,57 | 0,83 |
| $^{74}$Ge | 7,1(3) | 1,74 | 4,08 |
| $^{75m}$Ge | 0,288(16) | 0,112 | 2,57 |

## 5. LITERATURA

[1] G. Heusser, Nucl. Instrum. Methods Phys. Res. A 369 (1996) 539.
[2] A. Dragić, et al., Phys. Procedia 59 (2014) 125.
[3] R. Wordel, et al., Nucl. Instrum. Methods Phys. Res. A 369 (1996) 557.
[4] E. Gete, et al., Nucl. Instrum. Methods Phys. Res. A 388 (1997) 212.
[5] N. Jovančević, M. Krmar, Phys. Procedia 31 (2012) 93–98.
[6] Y. Feige, et al., J. Geophys. Res. 73 (1968) 3135–3142.
[7] G.P. Škoro, et al., Nucl. Instrum. Methods Phys. Res. A 316 (1992) 333.
[8] N. Jovančević, M. Krmar, Appl. Rad. Isot. 69 (2011) 629–635.
[9] N. Jovančević, et al., Nucl. Instrum. Methods Phys. Res. A 612 (2009) 303–308.
[10] G. Heusser, Background in ionizing radiation detection, in: M. Garcia-Leon, R. Gracia-Tenorio (Eds.), Low-Level Measurements of Radioactivity in the Environment, Word Scientific, Singapore, 1994, pp. 69–112.

[11] C. Chund, Y.R. Chen, Nucl. Instrum. Methods Phys. Res. A 301 (1991) 328–336.
[12] J.E. Naye, Nucl. Instrum. Methods Phys. Res. A 368 (1996) 832–846.
[13] G. Fehrenbacher, et al., Nucl. Instrum. Methods Phys. Res. A 372 (1996) 239.
[14] D. Knežević , N. Jovančević, M. Krmar, J. Petrović, Modeling of neutron spectrum in the gamma spectroscopy measurements with Ge-detectors, Nucl. Instrum. Methods Phys. Res. A, 833 (2016), p. 23-26.
[15] C.W. Reich, W. Mannhart, T. England, IAEA Technical Report INDC(NDS)220/L, p.305, IAEA, Vienna (1989).
[16] International Reactor Dosimetry and Fusion File, IAEA Data, https://www-nds.iaea.org/IRDFF.
[17] T. Siiskonen, H. Toivonen, Nucl. Instrum. Methods Phys. Res. A 540 (2005) 403.
[18] ROOT cern, ⟨https://root.cern.ch⟩.
[19] B. Anđelić, D. Knežević, N. Jovančević, M. Krmar, J. Petrović, A.Toth, Ž. Medić, J. Hansman, Presence of neutrons in the low-level background environment estimated by the analysis of the 595.8 keV gamma peak, Nucl. Instrum. Methods Phys. Res. A, 852 (2017), p. 80–84.
[20] A. Trkov, V. Radulović, J. Radioanal. Nucl. Chem. 304 (2015) 763–778.
[21] The ENDF, Evaluated Nuclear Data File, ⟨https://www-nds.iaea.org/exfor/endf.htm⟩.

# DETERMINATION OF NEUTRON ENERGY SPECTRA PRESENCE IN GAMMA SPECTROSCOPIC MEASUREMENTS USING GE-DETECTORS

**Nikola JOVANČEVIĆ[1], David KNEŽEVIĆ[1,2], Miodrag KRMAR[1], Jovana NIKOLOV[1], Nataša TODOROVIĆ[1], Jovana PETROVIĆ[1]**

*1) University of Novi Sad, Faculty of Sciences, Department of Physics, Novi Sad, Serbia, nikola.jovancevic@df.uns.ac.rs*

*2) Institute of Physics, Pregrevica 118,University of Belgrade, Belgrade, Serbia*

***ABSTRACT***

*Determination of neutron spectra in the Ge-detector during low-level gamma spectroscopy measurements is of great importance. Thus, in this paper we analyzed the method for the determination of neutron energy spectra present during measurements with HPGe detectors. This method is based on using the deconvolution procedure. It requires the knowledge of neutron induced gamma activities of Ge isotopes and the cross section data for the neutron reactions of interest. This approach was tested with measurements that used the fission neutron source $^{252}Cf$ placed in proximity of the HPGe detector. Results show that this method can provide reliable data about the shape of neutron energy spectrum during gamma spectroscopy measurements.*

# SLUČAJNE KOINCIDENCIJE I KOMPTONSKO RASIJANJE KOD VIŠEDETEKTORSKOG SPEKTROMETRA TIPA PRIPJAT

**Nevenka M. ANTOVIĆ[1], Sergej K. ANDRUHOVIČ[2], Nikola R. SVRKOTA[3]**

*1) Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet Crne Gore, Podgorica, Crna Gora*

*2) Institut za fiziku, Akademija nauka Bjelorusije, Minsk, Bjelorusija*

*3) Centar za ekotoksikološka ispitivanja, Podgorica, Crna Gora*

***SADRŽAJ***

*U radu se razmatraju brzine brojanja fonskih, dvostrukih i trostrukih, koincidencija kod spektrometra PRIPJAT, sa šest NaI(Tl) detektora, geometrijom mjerenja ~0.7x4π sr i vremenom rezolucije koincidencija 40 ns. Analizovane su i diskutovane dvostruke i trostruke koincidencije u energetskom opsegu (200-3000) keV, u cijelom dijapazonu i u energetskim prozorima koji odgovaraju oblastima fotopikova gama zraka, koji se u fotopiku registruju samo u integralnom i nekoincidentnom režimu rada spektrometra. Razmatrani su zraci energija 662 keV (deekscitacija $^{137}$Ba nakon β-raspada $^{137}$Cs), 911 keV (deekscitacija $^{228}$Th pri β-raspadu $^{228}$Ac, u nizu $^{232}$Th) i 1461 keV (deekscitacija $^{40}$Ar pri raspadu $^{40}$K). Brzine brojanja u fonskom spektru, kao i brzine brojanja u spektrima $^{137}$Cs, $^{232}$Th i $^{40}$K nakon oduzimanja fona raspoloživim kombinacijama parova (uglovi ~90° i ~180°) i trojki detektora koje mogu registrovati dvostruke i trostruke koincidencije, pokazale su da glavni doprinos fonskim dvostrukim koincidencijama daju fotoni rasijani iz kristala u kristal.*

## 1. UVOD

Koincidentna registracija gama zraka iz raspada radionuklida podrazumijeva istovremenost (u granicama vremena rezolucije uređaja) signala sa dva, tri i više detektora.

Kada se koristi višedetektorski sistem, tj. spektrometar koincidencija, ukupna brzina brojanja (N) predstavlja sumu brzina brojanja stvarnih ($N_{st}$) i slučajnih ($N_{sl}$) koincidencija, odnosno:

$$N = N_{st} + N_{sl}. \tag{1}$$

Stvarne koincidencije su događaji iz istog akta raspada, a slučajne koincidencije predstavljaju događaje koje nemaju isto genetsko porijeklo.

Slučajna koincidiranja signala, i koincidencije koje se registruju u fonskim spektrima, ometajući su faktori u analizi stvarnih koincidencija gama zraka.

Slučajne koincidencije višestrukosti k, u sistemu sa k detektora, mogu se procijeniti koristeći [1]:

$$N_{sl} = k\tau^{k-1}\prod_{i=1}^{k} N_i, \tag{2}$$

gdje je $N_i$ brzina brojanja detektora i, a $\tau$ je vrijeme rezolucije sistema.

Brzina brojanja fonskih koincidencija takođe je:

$$f = f^{st} + f^{sl}, \quad (3)$$

gdje $f^{st}$ i $f^{sl}$ predstavljaju brzine brojanja stvarnih i slučajnih koincidencija, respektivno.
Istraživanja slučajnih koincidencija i komptonskog rasijanja fotona kod višedetektorskog spektrometra tipa PRIPJAT, razvijenog na Institutu za fiziku Akademije nauka Bjelorusije u Minsku, sa šest NaI(Tl) detektora i geometrijom mjerenja koja je bliska 4□, dijelom su predstavljena u ovom radu. Prethodno su urađene analize dvostrukih fonskih koincidencija u zavisnosti od ugla između detektora (kod dva višedetektorska sistema sa 32 i 6 NaI(Tl) detektora) i energije fotona [2]. Razmatrani su energetski regioni (200-1500) keV, (200-2000) keV, kao i oblasti fotopikova ($E_\gamma \pm 2\Delta E_\gamma/E_\gamma$) [2].
U okviru ovog rada, razmatrane su brzine brojanja dvostrukih i trostrukih koincidencija – parovima (za dvostruke koincidencije) i trojkama (za trostruke koincidencije) detektora, kako u snimljenim spektrima fona, tako i u snimljenim spektrima izvora $^{137}$Cs i prirodnih $^{40}$K i $^{232}$Th (za gama zrake energija 662 keV, 911 keV i 1461 keV, respektivno) u cijelom dijapazonu energija ((200-3000) keV, od 2. do 255. kanala) i u oblastima fotopikova. Navedeni gama zraci se u fotopiku, tj. piku totalne apsorpcije, registruju u integralnom i nekoincidentnom režimu rada spektrometra PRIPJAT. Zrak energije 662 keV emituje se pri deekscitaciji $^{137}$Ba, nakon beta-minus raspada fisionog produkta $^{137}$Cs (vrijeme poluraspada 30,05 godina [3]). Zrak energije 911 keV emituje se pri deekscitaciji $^{228}$Th, nakon beta-minus raspada $^{228}$Ac (vrijeme poluraspada 6,15 sati [3]), u nizu $^{232}$Th. Zrak energije 1461 keV emituje se pri deekscitaciji $^{40}$Ar, nakon raspada $^{40}$K (vrijeme poluraspada $1{,}25 \cdot 10^9$ godina [3]).

## 2. SPEKTROMETAR PRIPJAT

Spektrometar PRIPJAT [4] ima šest NaI(Tl) detektora (kristali dimenzija: 150 mm x 100 mm). Jedan od spektrometara tog tipa, PRIPJAT-2M, koji se nalazi u laboratoriji za nuklearnu fiziku Prirodno-matematičkog fakulteta Univerziteta Crne Gore u Podgorici, prikazan je na slici 1. Elektronika je tipa CAMAC, prostorni ugao je blizu $4\pi$ (~ $0{,}7 \cdot 4\pi$ sr), a vrijeme rezolucije koincidencija iznosi 40 ns. Uz integralni režim rada (kada se registruju i koincidentni i nekoincidentni signali), nekoincidentni režim (registracija zraka kada ne postoji istovremena, u granicama vremena rezolucije, registracija drugog zraka nekim drugim detektorom), postoje i dva koincidentna režima rada. Jedan koincidentni režim pokazuje koincidencije višestrukosti od 2 do 6, bez njihovog razdvajanja, a drugi – daje pojedinačne spektre dvostrukih, trostrukih, ..., do šestostrukih koincidencija, uz mogućnost izbora režima. Na primjer, izabrani režim 3, znači da se dobijaju spektri (sa pojedinačnih detektora i sumarni, za spektrometar) – nekoincidenti, dvostrukih i trostrukih koincidencija.
Uobičajeno se kalibracija sistema tipa PRIPJAT vrši pomoću izvora/standarda $^{137}$Cs i $^{40}$K, softverom PRIP, koji se koristi i za snimanje i za analizu spektara.
Broj parova detektora koji mogu da registruju dvostruke koincidencije, pod uglom 90° (iz centra detekcione komore, oblika kocke stranice 17,5 cm, na centre kristala) je dvanaest: 12, 14, 15, 16, 23, 25, 26, 34, 35, 36, 45, 46 (slika 1), a pod uglom 180° – tri: 13, 24 i 56 (slika 1), tj. ukupno 15. Kao ilustracija, jedan par detektora (ugao 90°) predstavljen je na slici 2.
Broj trojki detektora, koje mogu da registruju trostruke koincidencije (slika 1), je 20, i to: 123, 124, 125, 126, 134, 135, 136, 145, 146, 156, 234, 235, 236, 245, 246, 256, 345, 346, 356, 456.




**Slika 1. Detektorske jedinice spektrometra tipa PRIPJAT (PRIPJAT-2M)**



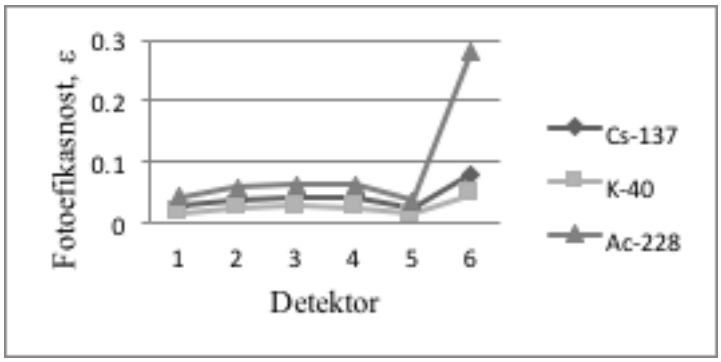

**Slika 2. Detekciona komora i par detektora koji može da registruje dvostruku koincidenciju**

Za potrebe analiza uključenih u ovaj rad, korišćeni su na spektrometru PRIPJAT-2M ranije snimljeni spektri $^{40}$K (VNIIM D. I. Mendeleev, Sankt Peterburg, Rusija, kalijum-hlorid mase 0,55 kg, aktivnosti 9 kBq), $^{232}$Th (Institut za fiziku, Akademija nauka Bjelorusije, Minsk, aktivnosti 1 kBq) i $^{137}$Cs (VNIIM D. I. Mendeleev, Sankt Peterburg, Rusija, smola mase 0,486 kg, aktivnosti 0,87 kBq – 01.01.1994.). Izvori, koji su približno centrirani i postavljani na detektor 6, $^{137}$Cs i $^{40}$K (u cilindričnim plastičnim posudama spoljašnjeg dijametra 10,7 cm (debljina zida je 1,0 mm) i visine 8 cm) snimani su po 500 s realnog vremena (živa vremena: 448,8 s i 405,9 s, respektivno), kao i po 200 s realnog vremena (živa vremena: 179,7 s i 162,4 s, respektivno), a izvor $^{232}$Th (visina: 10 mm, prečnik: 15 mm, masa: 1,41 g) – 1000 s realnog vremena (živo vrijeme: 794,6 s).

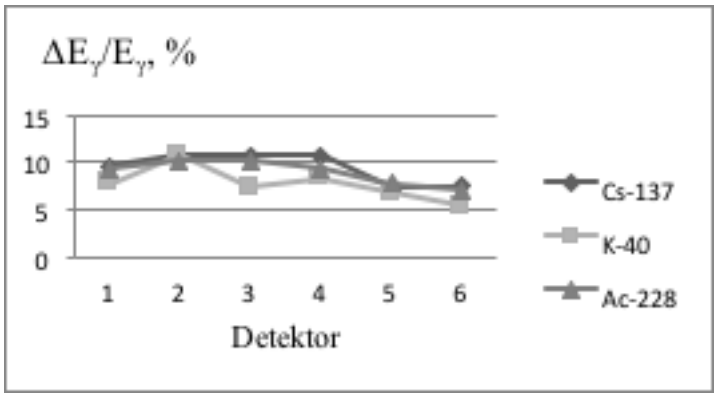
## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

Fotoefikasnosti registracije (tj. efikasnosti registracije u piku totalne apsorpcije, ∑) $^{137}$Cs, $^{228}$Ac i $^{40}$K (gama zraka energija 662 keV, 911 keV i 1461 keV, respektivno) za pojedinačne detektore spektrometra PRIPJAT-2M, određene eksperimentalno u nekoincidentnom režimu rada (kao odnos brzine brojanja u fotopiku nakon oduzimanja fona, intenziteta gama zraka i aktivnosti izvora), prikazane su na slici 3a. Kad su u pitanju fotoni energije 662 keV, iz spektara snimanih 500 s realnog vremena, srednja vrijednost ovih efikasnosti, za šest detektora u sistemu PRIPJAT-2M, iznosi 0,041, za fotone energije 1461 keV – 0,024 [2], a za fotone energije 911 keV – 0,089.

Energetska rezolucija ($\Delta E_\gamma/E_\gamma$) istih detektora predstavljena je na slici 3b, i ima vrijednosti od 7,5% do 10,7%, sa srednjom vrijednošću 9,5% (662 keV), od 5,3% do 10,7%, sa srednjom vrijednošću 7,7% (1461 keV) [2], kao i od oko 7% do 10,1%, sa srednjom vrijednošću blizu 9% – za fotone energije 911 keV.




a)




b)

**Slika 3. Fotoefikasnosti i energetske rezolucije pojedinačnih detektora**

### 3.1. BRZINE BROJANJA DVOSTRUKIH I TROSTRUKIH FONSKIH KOINCIDENCIJA

Spektri izvora $^{137}$Cs i $^{40}$K, snimani 200 s realnog vremena, i $^{232}$Th koji je sniman 1000 s realnog vremena, kao i odgovarajući spektri fona, i uz odgovarajuću kalibraciju spektrometra, korišćeni su za analize srednjih brzina brojanja dvostrukih i trostrukih koincidencija.

Analize registracije impulsa od strane parova i trojki detektora spektrometra PRIPJAT-2M, a na osnovu spektara pojedinačnih detektora, u režimima dvostrukih i trostrukih koincidencija, pokazale su približno srednje vrijednosti brzina brojanja predstavljene u tabeli 1. Spektri izvora razmatrani su nakon oduzimanja odgovarajućeg fona.

U spektrima fona, u cijelom energetskom dijapazonu, srednja brzina brojanja dvostrukih koincidencija, parovima detektora, bila je oko 0,3 imp/s, a trostrukih, trojkama detektora, oko 0,2 imp/s. U oblastima fotopikova 662 keV, 911 keV i 1461 keV, u spektrima fona, brzine brojanja dvostrukih koincidencija bile su oko 0,06 imp/s, 0,04 imp/s i 0,02 imp/s, respektivno, a trostrukih oko 0,03 imp/s, 0,025 imp/s i 0,021 imp/s, respektivno.

Cijeli energetski dijapazon u slučaju izvora $^{232}$Th nije razmatran, zbog toga što postoji intenzivna registracija dvostrukih i trostrukih koincidencija (pojedinačnim parovima i trojkama detektora) fotona energije 583 keV i 2615 keV (beta-minus raspad $^{208}$Tl, tj. deekscitacija $^{208}$Pb), i spektrometrom u cjelini [5].

**Tabela 1. Srednje brzine brojanja koincidencija parovima i trojkama detektora u sistemu PRIPJAT-2M**

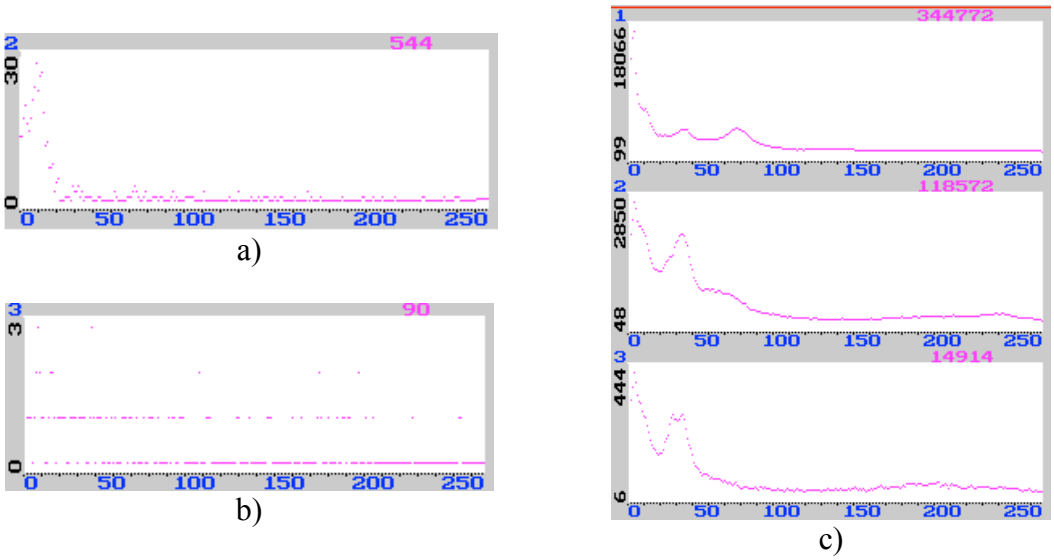
| Region u spektru | Dvostruke koincidencije [imp/s] | Trostruke koincidencije [imp/s] | Odnos brzina brojanja koincidencija: dvostruke/trostruke |
|---|---|---|---|
| *Spektar izvora $^{137}$Cs* | | | |
| Cijeli energetski dijapazon | 0.87 | 0.12 | 7.25 |
| Oblast fotopika 662 keV | 0.033 | 0.017 | 1.94 |
| *Spektar izvora $^{232}$Th* | | | |
| Oblast fotopika 911 keV | 2.37 | 0.246 | 9.63 |
| *Spektar izvora $^{40}$K* | | | |
| Cijeli energetski dijapazon | 1.92 | 0.13 | 14.8 |
| Oblast fotopika 1461 keV | 0.139 | 0.014 | 9.93 |

Cs-137 se može smatrati monoenergetskim izvorom, imajući u vidu da njegov raspad prate dvije (jednokaskadne) emisije, pri čemu je drugi gama zrak, energije 283,5 keV, intenziteta ispod 0,0006 % [3]. K-40 je monoenergetski izvor (gama zrak energije 1461 keV, pri deekscitaciji $^{40}$Ar), ali, zbog njegovog beta-plus raspada do osnovnog stanja $^{40}$Ar, određeni doprinos spektrima dvostrukih koincidencija mogu dati anihilacioni fotoni (511 keV, 0,002 % [3]) – u sistemima koji sadrže parove detektora pod uglom 180°.

U slučaju monoenergetskih izvora, tj. emitera jednokaskadnih gama zraka, kada se emitovani gama zrak u piku totalne apsorpcije registruje u nekoincidentnom (i integralnom) režimu rada, impulsi u spektrima koincidencija (nakon oduzimanja fonskog spektra), posljedica su rasijanja fotona iz jednog detektora u drugi, kao i slučajnih koincidiranja signala. Procjene slučajnih koincidencija (izraz (2)) fotona iz mono-energetskih izvora, za srednje brzine brojanja pojedinačnih detektora, pokazuju njihov zanemarljiv doprinos – kako u oblasti fotopikova, tako i u cijelom dijapazonu energija. Slijedi da su brzine brojanja fonskih koincidencija uglavnom uslovljene rasijanjem fotona iz kristala u kristal, te da su korekcije na ovaj fenomen, koje se pri analizama fotopikova rade, neophodne, posebno u režimu najintenzivnijih (kako to i pokazuju podaci u tabeli 1), dvostrukih, koincidencija.

Spektri sa pojedinačnih detektora u sistemu PRIPJAT, prikazani pomoću softvera PRIP, pokazuju broj ukupno registrovanih koincidencija, kada dati detektor registruje gama zrake istovremeno, u granicama vremena rezolucije koincidencija, sa nekim drugim detektorom/detektorima u sistemu. Sumarni spektri tog tipa, od 2. do 255. kanala, u energetskom opsegu (200-3000) keV, za različite kombinacije detektora, takođe su razmatrani nakon oduzimanja odgovarajućeg fona. Kao ilustracija, na slici 4 dat je takav sumarni spektar $^{137}$Cs (200 s realnog vremena mjerenja) u režimu dvostrukih koincidencija za par detektora 34 (a), $^{40}$K (200 s realnog vremena mjerenja) u režimu trostrukih koincidencija za trojku detektora 456 (b), $^{232}$Th (1000 s realnog vremena

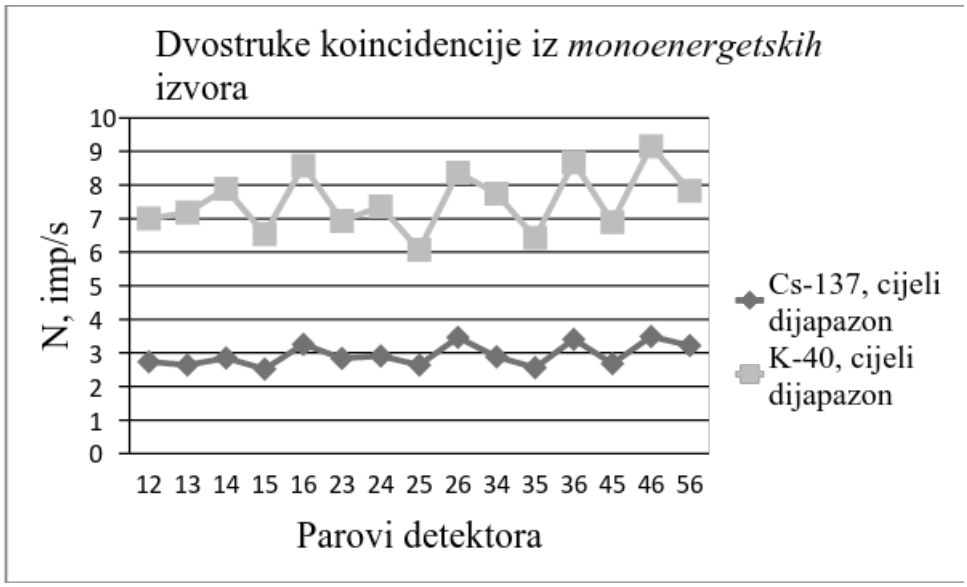
mjerenja) u nekoincidentnom i režimu dvostrukih i trostrukih koincidencija za trojku detektora 346 (c).
Analize brzine brojanja dvostrukih koincidencija u pomenutim sumarnim spektrima parova detektora, dale su rezultate predstavljene na slikama 5-7, i u tabeli 2. Spektri izvora razmatrani su nakon oduzimanja odgovarajućeg fonskog spektra.



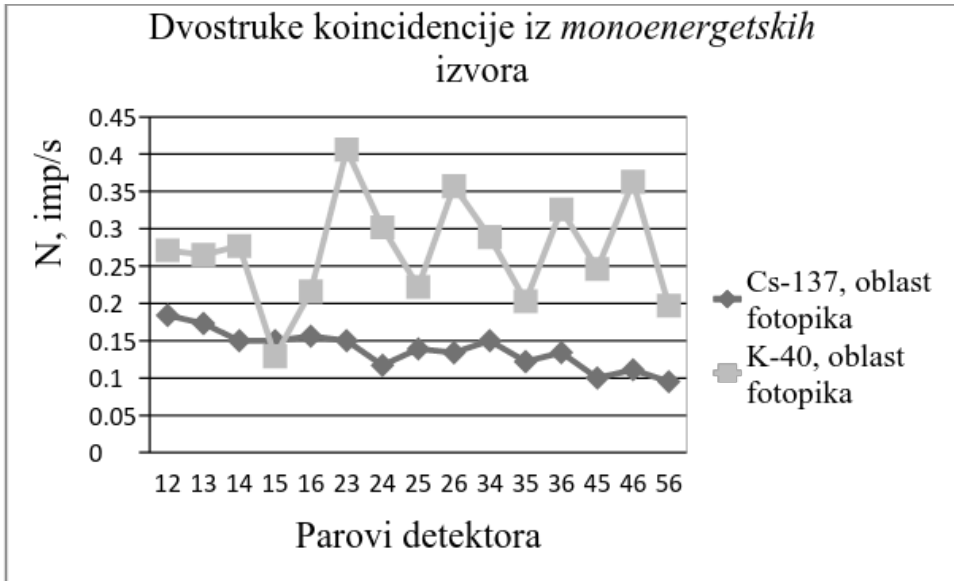

**Slika 4. Spektri: dvostruke koincidencije – izvor $^{137}$Cs (a); trostruke koincidencije – izvor $^{40}$K (b), nekoincidentni, spektar dvostrukih i trostrukih koincidencija – izvor $^{232}$Th (pikovi na energijama 583 keV i 911 keV) (c)**




**Slika 5. Brzine brojanja fonskih dvostrukih koincidencija u sumarnim spektrima parova detektora – u dijapazonu (200-3000) keV i oblastima fotopikova**




a)




b)

**Slika 6. Brzine brojanja dvostrukih koincidencija u sumarnim spektrima parova detektora, iz izvora $^{137}$Cs i $^{40}$K: u dijapazonu (200-3000) keV (a), u oblastima fotopikova (b)**

Analize brzine brojanja trostrukih koincidencija, iz sumarnih spektara trojki detektora, dale su rezultate predstavljene tabelama 2 (MIN – minimalna brzina brojanja, MAX – maksimalna brzina brojanja, SV – srednja vrijednost brzina brojanja, SD – standardna devijacija, MED – medijana) i 3. I u ovom slučaju spektri izvora razmatrani su nakon oduzimanja odgovarajućeg fonskog spektra.




**Slika 7. Brzine brojanja dvostrukih koincidencija u sumarnim spektrima parova detektora iz izvora $^{232}$Th/$^{228}$Ac, u oblasti fotopika 911 keV**

**Tabela 2. Brzine brojanja dvostrukih i trostrukih koincidencija iz sumarnih spektara parova i trojki detektora**

| Izvor i region u spektru | MIN [imp/s] | MAX [imp/s] | SV [imp/s] | SD [imp/s] | MED [imp/s] |
|---|---|---|---|---|---|
| ***Dvostruke koincidencije*** | | | | | |
| Fon: (200-3000) keV | 1,05 | 1,49 | 1,23 | 0,13 | 1,23 |
| Fon: 662 keV | 0,226 | 0,331 | 0,265 | 0,035 | 0,276 |
| Fon: 911 keV | 0,159 | 0,225 | 0,187 | 0,02 | 0,183 |
| Fon: 1461 keV | 0,055 | 0,140 | 0,094 | 0,027 | 0,095 |
| $^{137}$Cs: (200-3000) keV | 2,52 | 3,49 | 2,94 | 0,34 | 2,85 |
| $^{137}$Cs: 662 keV | 0,095 | 0,184 | 0,138 | 0,025 | 0,139 |
| $^{232}$Th/$^{228}$Ac: 911 keV | 5,38 | 17,5 | 10,3 | 4,28 | 8,15 |
| $^{40}$K: (200-3000) keV | 6,07 | 9,16 | 7,51 | 0,91 | 7,36 |
| $^{40}$K: 1461 keV | 0,129 | 0,406 | 0,271 | 0,073 | 0,271 |
| *Trostruke koincidencije* | | | | | |
| Fon: (200-3000) keV | 0,70 | 0,86 | 0,78 | 0,03 | 0,77 |
| Fon: 662 keV | 0,110 | 0,181 | 0,144 | 0,019 | 0,145 |
| Fon: 911 keV | 0,083 | 0,119 | 0,101 | 0,010 | 0,102 |
| Fon: 1461 keV | 0,055 | 0,090 | 0,075 | 0,009 | 0,075 |
| $^{137}$Cs: (200-3000) keV | 0,37 | 0,55 | 0,46 | 0,043 | 0,46 |
| $^{137}$Cs: 662 keV | 0,045 | 0,134 | 0,083 | 0,021 | 0,089 |
| $^{232}$Th/$^{228}$Ac: 911 keV | 0,648 | 1,279 | 0,935 | 0,202 | 0,908 |
| $^{40}$K: (200-3000) keV | 0,44 | 0,63 | 0,54 | 0,05 | 0,54 |
| $^{40}$K: 1461 keV | 0,031 | 0,055 | 0,042 | 0,007 | 0,043 |

**Tabela 3. Brzine brojanja (u [imp/s]) trostrukih koincidencija, iz sumarnih spektara trojki detektora**

| | $N_1$ | $N_2$ | $N_3$ | $N_4$ | $N_5$ | $N_6$ | $N_7$ | $N_8$ | $N_9$ |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 123 | 0,78 | 0,160 | 0,090 | 0,48 | 0,095 | 0,51 | 0,031 | 0,10 | 0,831 |
| 124 | 0,75 | 0,145 | 0,070 | 0,41 | 0,056 | 0,56 | 0,031 | 0,10 | 0,763 |
| 125 | 0,76 | 0,165 | 0,080 | 0,49 | 0,072 | 0,55 | 0,031 | 0,10 | 0,651 |
| 126 | 0,79 | 0,130 | 0,080 | 0,46 | 0,095 | 0,50 | 0,043 | 0,10 | 1,095 |
| 134 | 0,75 | 0,135 | 0,065 | 0,46 | 0,089 | 0,61 | 0,043 | 0,10 | 0,880 |
| 135 | 0,74 | 0,160 | 0,085 | 0,55 | 0,106 | 0,58 | 0,037 | 0,10 | 0,737 |
| 136 | 0,78 | 0,115 | 0,080 | 0,50 | 0,134 | 0,54 | 0,049 | 0,08 | 1,037 |
| 145 | 0,70 | 0,140 | 0,065 | 0,47 | 0,061 | 0,63 | 0,037 | 0,10 | 0,648 |
| 146 | 0,75 | 0,110 | 0,055 | 0,43 | 0,089 | 0,58 | 0,049 | 0,08 | 0,995 |
| 156 | 0,75 | 0,145 | 0,080 | 0,50 | 0,100 | 0,58 | 0,049 | 0,08 | 0,848 |
| 234 | 0,78 | 0,150 | 0,075 | 0,42 | 0,056 | 0,48 | 0,037 | 0,12 | 0,936 |
| 235 | 0,79 | 0,181 | 0,090 | 0,47 | 0,072 | 0,52 | 0,037 | 0,12 | 0,789 |
| 236 | 0,86 | 0,140 | 0,085 | 0,45 | 0,100 | 0,44 | 0,043 | 0,11 | 1,277 |
| 245 | 0,77 | 0,171 | 0,075 | 0,39 | 0,045 | 0,55 | 0,037 | 0,10 | 0,688 |
| 246 | 0,81 | 0,125 | 0,065 | 0,37 | 0,067 | 0,48 | 0,043 | 0,11 | 1,196 |
| 256 | 0,80 | 0,145 | 0,075 | 0,44 | 0,089 | 0,50 | 0,043 | 0,11 | 1,073 |
| 345 | 0,77 | 0,165 | 0,070 | 0,47 | 0,072 | 0,59 | 0,049 | 0,10 | 0,780 |
| 346 | 0,82 | 0,125 | 0,065 | 0,42 | 0,089 | 0,52 | 0,055 | 0,10 | 1,279 |
| 356 | 0,79 | 0,145 | 0,075 | 0,51 | 0,106 | 0,53 | 0,049 | 0,11 | 1,135 |
| 456 | 0,77 | 0,125 | 0,065 | 0,43 | 0,072 | 0,55 | 0,049 | 0,10 | 1,052 |

$N_1$ – fon u cijelom dijapazonu energija (od 200 keV do 3000 keV), $N_2$ – fon u oblasti pika 662 keV, $N_3$ – fon u oblasti pika 1461 keV; $N_4$ – izvor $^{137}$Cs u cijelom dijapazonu energija, $N_5$ – izvor $^{137}$Cs u oblasti pika 662 keV; $N_6$ – izvor $^{40}$K u cijelom dijapazonu energija, $N_7$ – izvor $^{40}$K u oblasti pika 1461 keV; $N_8$ – fon u oblasti pika 911 keV, $N_9$ – izvor $^{232}$Th/$^{228}$Ac u oblasti pika 911 keV

## 4. ZAKLJUČAK

Analize spektara dvostrukih i trostrukih koincidencija, parova i trojki detektora u sistemu PRIPJAT-2M, pokazale su da su dvostruke koincidencije, očekivano, najintenzivnije, i dominantno doprinose koincidentnim (fonskim) spektrima, kao i da je doprinos slučajnog koincidiranja fotona koji ne učestvuju u kaskadama pri deekscitaciji jezgra produkata raspada, zanemarljiv, dok je glavni izvor takvih fonskih koincidencija – rasijanje fotona.

## 5. LITERATURA

[1] В. И. Калашникова, М. С. Козодаев. Детекторы элементарных частиц. *Наука*, Москва, 1966.

[2] N. M. Antović, Sergey K. Andrukhovich, N. Svrkota. Background double coincidences at a multidetector gamma spectrometer. *Rad će biti prezentovan na RAD2017, 12-16. 06. 2017, Budva, Crna Gora*.

[3] http://www.nucleide.org/DDEP_WG/DDEPdata.htm

[4] С. К. Андрухович, А. В. Берестов, В. И. Гутко, А. М. Хильманович. Высокочувствительные многодетекторные гамма спектрометры ПРИПЯТЬ. Препринт Института физики АН БССР, Минск, 1995.

[5] N. Antovic, N. Svrkota. Development of a method for activity measurements of $^{232}$Th daughters with a multidetector gamma-ray coincidence spectrometer. *Appl. Radiat. Isot.*, 67 (6), 2009, 1133-1138.

# RANDOM COINCIDENCES AND COMPTON SCATTERING AT A MULTIDETECTOR SPECTROMETER OF THE PRIPYAT TYPE

**Nevenka M. ANTOVIĆ[1], Sergej K. ANDRUHOVIČ[2], Nikola R. SVRKOTA[3]**

*1) Faculty of Natural Sciences and Mathematics, University of Montenegro, Podgorica, Montenegro*

*2) Institute of Physics, National Academy of Sciences of Belarus, Minsk, Belarus*

*3) Centre for Ecotoxicological Research, Podgorica, Montenegro*

***ABSTRACT***

*The counting rates of the background double and triple coincidences at the PRIPYAT spectrometer, with six NaI(Tl) detectors, registration geometry ~0.7x4□ sr, and time resolution for coincidences 40 ns, are considered in the work. Double and triple coincidences in the energy range (200-3000) keV, in the whole region and in the energy windows corresponding to the photo-peaks of gamma rays, which are registered in the photo-peaks in the spectrometer integral and non-coincidence mode of counting only, have been analyzed and discussed. Considered rays were ones with the energy 662 keV (de-excitation of $^{137}$Ba, after β-decay of $^{137}$Cs), 911 keV (de-excitation of $^{228}$Th, β-decay of $^{228}$Ac, in the $^{232}$Th series) and 1461 keV (de-excitation of $^{40}$Ar, decay of $^{40}$K). Counting rates in the background spectrum, as well as in the spectra of $^{137}$Cs, $^{232}$Th and $^{40}$K after background subtraction, obtained by the detector duplets (angles ~90° and ~180°) and triplets of detectors capable to register double and three-fold gamma coincidences, showed that the main contribution to the background double coincidences was given by the photons scattered from crystal to crystal.*

# ОДРЕЂИВАЊЕ КОРЕКЦИОНИХ ФАКТОРА ЗА КОИНЦИДЕНТНО СУМИРАЊЕ У СЛУЧАЈУ ТАЧКАСТОГ ИЗВОРА $^{88}$Y

**Александар Јевремовић[1], Александар Кандић[1], Мирјана Ђурашевић[1], Ивана Вуканац[1], Бојан Шешлак[1], Зоран Милошевић[1] и Јован Пузовић[2]**

*1) Универзитет у Београду, Институт за нуклеарне науке „Винча“, Лабораторија за нуклеарну и плазма физику, Београд, Србија, ajevremovic@vinca.rs*

*2) Универзитет у Београду, Физички факултет, Београд, Србија, jovan.puzovic@cern.ch*

***САДРЖАЈ***

*У гама спектрометрији се често сусрећемо са ефектом коинцидентног сумирања, а самим тим постоји потреба за одређивањем корекционих фактора. Циљ истраживања описаног у овом раду је поређење вредности корекционих фактора за тачкасти извор $^{88}$Y добијених помоћу софтверског пакета GESPECOR (Монте Карло методом) и експериментално добијених вредности. Мерења су обављена помоћу полупроводничког HPGe спектрометра, при чему је тачкасти извор био позициониран на аксијалној оси детектора на девет различитих растојања од капе детектора. Формиран је систем једначина, који осим нуклеарних података, као улазне параметре користи и експериментално добијене вредности тоталног одброја у целом спектру, као и одброја испод фотопикова. На основу решавања система једначина одређени су корекциони фактори за коинцидентно сумирање. Упоређивањем резултата, утврђено је да се вредности корекционих фактора добијених помоћу ове две методе разликују до 3 %.*

## 1. УВОД

Ефекат коинцидентног сумирања се дешава када се при распаду радионуклида, каскадно емитује два или више гама фотона у временском интервалу који је знатно мањи од времена разлагања детекторског система/спектрометра. Тада постоји вероватноћа да ће ови фотони бити детектовани као један догађај, чија ће енергија одговарати суми њихових појединачних енергија. Ефекат коинцидентног сумирања гама фотона на овај начин доводи до губитка одброја испод фотопикова, што има за последицу повећање одброја испод сумационог фотопика. Тада се мора извршити корекција ефикасности за појединачне фотопикове. Ефекат коинцидентног сумирања зависи од шеме распада, а такође зависи и од просторног угла под којим детектор види радиоактивни извор, па је за блиске геометрије, овај ефекат доминантнији, док његова вредност опада са повећањем растојања извор-детектор [1]. Одређивање корекција за ефекат коинцидентних сумација у гама спектрометрији је био тема многих значајних публикација [2, 3, 4, 5], с тим што је у протекле две деценије, решавање овог проблема добило нову димензију увођењем Монте-Карло метода [6, 7]. За потребе овог истраживања на полупроводничком HPGe спектрометру мерен је тачкасти извор $^{88}$Y аксијално постављен на 9 различитих растојања у односу на детектор. На основу ових мерења добијене су

експерименталне вредности које су коришћене за израчунавање корекционих фактора. У овом раду је приказано поређење вредности корекционих фактора израчунатих Монте-Карло симулацијом помоћу софтверског пакета GESPECOR v4.2. (Germanium Spectrometry Correction Factors) и експериментално добијених вредности.

## 2. ОДРЕЂИВАЊЕ КОРЕКЦИОНИХ ФАКТОРА У СЛУЧАЈУ $^{88}$Y

Радионуклид $^{88}$Y има релативно једноставну шему распада. $^{88}$Y се распада у побуђена стања $^{88}$Sr на два начина: електронским захватом и позитронским распадом, који се може занемарити. При распаду се емитују три гама фотона енергија $E_1$=898,047 keV (93,7 %), $E_2$=1836,09 keV (99,346 %) и $E_3$=2734,137 keV (0,608 %) [8]. При емитовању гама фотона са енергијама $E_1$ и $E_2$ у каскади, може доћи до њиховог коинцидентног сумирања. У присуству овог ефекта доћи ће до губитка одброја испод фотопикова на енергијама 898,047 keV и 1836,09 keV, а до повећања одброја испод сумационог пика на енергији 2734,137 keV.

### 2.1. ТЕОРИЈСКИ ПРИСТУП ЕКСПЕРИМЕНТАЛНОМ ОДРЕЂИВАЊУ КОРЕКЦИОНИХ ФАКТОРА

Ради потребе израчунавања корекционих фактора формиран је следећи систем једначина:

$$N_1 = A \cdot p_1 \cdot \varepsilon_1(1 - p_2 \cdot \varepsilon_{t2}), \quad (1)$$

$$N_2 = A \cdot p_2 \cdot \varepsilon_2(1 - p_1 \cdot \varepsilon_{t1}), \quad (2)$$

$$N_3 = A(p_3 \cdot \varepsilon_3 + p_1 \cdot \varepsilon_1 \cdot p_2 \cdot \varepsilon_2), \quad (3)$$

$$T = A(p_1 \cdot \varepsilon_{t1} + p_2 \cdot \varepsilon_{t2} - p_1 \cdot p_2 \cdot \varepsilon_{t1} \cdot \varepsilon_{t2}), \quad (4)$$

где су:
$N_1$, $N_2$ и $N_3$ - нето одброји испод фотопикова који одговарају енергијама $E_1$, $E_2$ и $E_3$,
$T$ - тотални одброј целог спектра,
A - активност извора,
$p_1$, $p_2$ и $p_3$ - приноси фотопикова који одговарају енергијама $E_1$, $E_2$ и $E_3$,
$\varepsilon_1$, $\varepsilon_2$ и $\varepsilon_3$ - ефикасности фотопикова које одговарају енергијама $E_1$, $E_2$ и $E_3$ и
$\varepsilon_{t1}$, $\varepsilon_{t2}$ и $\varepsilon_{t3}$ - тоталне ефикасности које одговарају енергијама $E_1$, $E_2$ и $E_3$.

Једначина (3) се показала као нестабилна због велике статистичке мерне несигурности нето одброја $N_3$. Због тога је систем формиран од једначина (1), (2) и (4), тако да је добијено три једначине са четири непознате. Решавање система једначина је урађено увођењем следеће апроксимације: $\frac{\varepsilon_{t1}}{\varepsilon_1} = \sqrt{k}E_1 + 1$ и $\frac{\varepsilon_{t2}}{\varepsilon_2} = \sqrt{k}E_2 + 1$, где је $k$ однос тоталне ефикасности и ефикасности фотопика. За решавање овог система једначина коришћен је софтверски пакет Matematika v.5.0 (Wolfram Research Company). Решавањем система једначина добијене су кориговане ефикасности $\varepsilon_i^{'}$, док су некориговане ефикасности израчунате по формули:

$$\varepsilon_i = \frac{N_i/t_m}{p_i \cdot A}, \quad i = 1, 2. \quad (5)$$

Корекциони фактори су добијени као количник ове две вредности:

$$K_i = \frac{\varepsilon_i^{'}}{\varepsilon_i}, \quad i = 1, 2. \tag{6}$$

## 2.2. НУМЕРИЧКИ ПРИСТУП ОДРЕЂИВАЊУ КОРЕКЦИОНИХ ФАКТОРА ПОМОЋУ GESPECOR-A

GESPECOR је један од софтверских пакета који пружа могућност директног израчунавања корекционих фактора за ефекат коинцидентних сумација, користећи Монте-Карло симулациони метод [9]. Метод се заснива на симулацији проласка великог броја фотона кроз одређени медијум. У симулацију могу бити укључене интеракције фотона у узорку, детектору или неком другом релевантном слоју. Ради прорачуна корекционих фактора, у симулацији су дефинисани параметри детекторског система и радиоактивног извора $^{88}$Y, који су се односили на њихову геометрију, тип детектора (HPGe) као и материјал од кога су направљени. Пре пуштања симулације у рад, улазни број фотона је подешен на $10^6$, а такође је подешен и параметар растојања извор-детектор. Корекциони фактори су прорачунати за енергије 898 keV и 1836 keV.

## 3. ЕКСПЕРИМЕНТАЛНА ПОСТАВКА И РЕЗУЛТАТИ

За детекцију гама зрачења је коришћен полупроводнички HPGe детектор, p-типа, GEM30-70, Ortec, са пратећом електроником. Детектор има релативну ефикасност од 35,5 % и резолуцију 1,66 keV на 1332 keV ($^{60}$Co). Детектор се налази у оловној заштити дебљине 10 cm, домаће производње.

Радиоактивни тачкасти стандард $^{88}$Y произведен у Czech Metrology Institute (активност на референтни датум 31. 01. 2017. била је 8388 Bq), мерен је на централној оси детектора на девет различитих растојања од капе детектора, као што је приказано у табели 1. Обрада снимљених спектара обављена је коришћењем програма Genie2000, Cannbera. Време мерења је ишло од 2000 s до 100000 s, у зависности од тога на којој позицији се налазио извор. У табели 1 су приказане вредности израчунатих корекционих фактора у случају $^{88}$Y, за енергије од 898 keV и 1836 keV, добијених експериментално ($K_{1E}$ и $K_{2E}$) и Монте-Карло симулацијом ($K_{1G}$ и $K_{2G}$), као и одступања вредности корекционих фактора добијених експериментално од вредности добијених Монте-Карло симулацијом ($\Delta K_1$ и $\Delta K_2$).

**Табела 1. Вредности корекционих фактора за ефекат коинцидентних сумација за $^{88}$Y, добијених експериментално и помоћу GESPECOR-a**

| Растојање [cm] | $K_{1E}$ | $K_{1G}$ | $\Delta K_1$ [%] | $K_{2E}$ | $K_{2G}$ | $\Delta K_2$ [%] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 0 | 1,23182 | 1,20156 | 2,52 | 1,22986 | 1,24006 | -0,90 |
| 1,6 | 1,12558 | 1,10192 | 2,15 | 1,12215 | 1,11827 | 0,35 |
| 2,4 | 1,08669 | 1,06984 | 1,58 | 1,08350 | 1,08029 | 0,30 |
| 3,2 | 1,06516 | 1,05050 | 1,40 | 1,06195 | 1,05787 | 0,39 |
| 4 | 1,05050 | 1,03756 | 1,25 | 1,04774 | 1,04396 | 0,36 |
| 4,8 | 1,04020 | 1,02995 | 1,00 | 1,03776 | 1,03386 | 0,38 |
| 5,6 | 1,03254 | 1,02478 | 0,76 | 1,03039 | 1,02696 | 0,33 |
| 6,4 | 1,02741 | 1,02008 | 0,72 | 1,02543 | 1,02231 | 0,30 |
| 7,2 | 1,02366 | 1,01705 | 0,65 | 1,02189 | 1,01878 | 0,30 |

## 4. ДИСКУСИЈА И ЗАКЉУЧАК

Корекциони фактори добијени експериментално и Монте-Карло симулацијом, имају највеће вредности у контакт геометрији, с обзиром да је на овој позицији вредност просторног угла под којим детектор види извор највећа. Релативна мерна несигурност за Монте-Карло симулацију је добијена варирањем улазних параметара симулације и она за енергије 898 keV и 1836 keV износи мање од 0,7% и 0,8%, респективно, док релативна мерна несигурност за експериментално добијене корекционе факторе износи 1 % у оба случаја. Из табеле 1 се види је највећа разлика између вредности корекционих фактора у контакт геометрији. Експериментално одређени корекциони фактори су углавном већи од корекционих фактора добијених Монте-Карло симулацијом, што је вероватно последица непрецизно дефинисаних улазних параметара симулације који су се односили на геометрију детектора. На основу приказаних резултата за корекционе факторе, установљено је да се међусобно добијене вредности разликују до 3% из чега се може извести закључак да су вредности корекционих фактора добијених Монте-Карло симулацијом у доброј усаглашености са експериментално добијеним вредностима.

Значајност ових разлика проверена је и са статистичког становишта помоћу Студентовог t-теста разлике између аритметичких средина два мала независна узорка, постављањем нулте и алтернативне хипотезе и њиховим доказивањем. Тумачење добијене вредности t-теста се базира на Студентовом t-распореду са одређеним бројем степени слободе и Студентовим таблицама критичких вредности t-распореда. Нулта хипотеза $H_0$ и алтернативна хипотеза $H_A$ гласе [10]:

$H_0$: Не постоји значајна разлика између вредности корекционих фактора добијених експериментално и Монте-Карло симулацијом.

$H_A$: Постоји значајна разлика између вредности корекционих фактора добијених експериментално и Монте-Карло симулацијом.

За енергије од 898 keV и 1836 keV добијене су t вредности 0,485519 и 0,059238 које су у поређењу са табличном вредношћу t=2,12 (за16 степени слободе и ниво поверења 0,05) мање, чиме се прихвата нулта хипотеза, а одбацује алтернативна. Што значи да и са статистичког становишта може да се изведе закључак да експериментална и Монте-Карло метода дају упоредиве резултате корекционих фактора.

## 5. ЗАХВАЛНИЦА

Овај рад је урађен у оквиру пројекта 171018 које финансира Министарство за науку Републике Србије.

## 6. ЛИТЕРАТУРА

[1] K. Debertin, U. Shotzig; Coincidence summing corections in Ge(Li)-spectrometry at low source-to-detector distance; Nucl. Instrum. Methods 158 (1979) 471

[2] D. S. Andreev, K. I. Erokhina, V. S. Zvonov, I. Kh. Lemberg; Consideration of cascade transitions in determining the absolute yield of gamma rays, (English translation); Prib. Tekh. Éksp. N°5, (1972), 63-65 - UDC 539-108

[3] K. Debertin and R. G. Helmer; Gamma and X- ray spectrometry with Semiconductor detectors. North-Holland, Amsterdam; 1988

[4] T.M. Semkow, G. Mehmood, P. Parekh, M. Virgil; Coincidence summing in gamma-ray spectroscopy, Nucl. Instrum. Methods Phys. Res., Sect. A 290, (1990) 437- 444
[5] G. Anil Kumar, I. Mazumdar, D.A. Gothe, Efficiency calibration and coincidence summing correction for large arrays of NaI(Tl) detectors in soccer-ball and castle geometries; Nucl. Instrum. Meth. A 611, (2009), 76-83.
[6] O.Sima, D. Arnold; Accurate computation of coincidence summing corrections in low level gamma-ray spectrometry; Appl. Radiat. Isot. 53 (2000) 51-56
[7] D. Arnold, O. Sima; Total versus effective total efficiency in the computation of coincidence summing corrections in gamma-ray spectrometry of volume sources; J. Radional. Nucl. Ch. 248 (2001) 365-370
[8] Laboratorie National Henri Becquerel, Tables of evaluated data and comments on evaluation, www.nucleide.org/ddep_wg
[9] Gespecor v.4.2-manual
[10] www.bio.bg.ac.rs/materijali_predmeta/statistika-studentov-t.test.pdf

# DETERMINATION OF COINCIDENCE SUMMING CORRECTION FACTORS FOR $^{88}$Y POINT SOURCE

**Александар Јевремовић[1], Александар Кандић[1], Мирјана Ђурашевић[1], Ивана Вуканац[1)], Бојан Шешлак[1], Зоран Милошевић[1] и Јован Пузовић[2]**

*1) Institute for nuclear sciences „Vinča“,Laboratory for nuclear and plasma physics, University of Belgrade, Belgrade,Serbia, ajevremovic@vinca.rs*

*2) Faculty of Physics, University of Belgrade, Belgrade, Serbia, jovan.puzovic@cern.ch*

***ABSTRACT***

*In gamma ray spectrometry often deals with coincidence summing effect, and therefore calculation of correction factors is necessary. Coincidence summing effect play an important role in HPGe spectrometry at low source-detector distances, due to the large solid angle subtended by the detector at the source. The aim of research described in this paper was to compare values of correction factors for point source $^{88}$Y obtained using the software package GESPECOR (Monte-Carlo method) and experimentally obtained values. Measurements were performed using a semiconductor HPGe spectrometer, wherein point source was axially located on detector at nine different distances. The system of equations was formed whereas net areas in full energy peaks as well as in entire spectrum were used as input data. The system was solved and correction factors for point source $^{88}$Y were determined. By comparing the obtained values, it was found that correction factors obtained by these two methods have discrepancy less than 3 %.*

# RAZLIKA IZMEĐU ODZIVA RADFET U STATIČKOM I DINAMIČKOM ON-LINE MERNOM SISTEMU PRILIKOM IZLAGANJA GAMA ZRAČENJU $^{60}$Co

**Srboljub STANKOVIĆ[1], Aleksandar JAKŠIĆ[2], Nikola VASOVIĆ[2], Boris LONČAR[3], Nikola KRŽANOVIĆ[1], Miloš ŽIVANOVIĆ[1]**

*1) Univerzitet u Beogradu, Institut za nuklearne nauke VINČA,Beograd, Srbija, srbas@vinca.rs*

*2) Tyndall Institute, Cork, Ireland, aleksandar.jaksic@tyndall.ie*

*3) Univerzitet u Beogradu, Tehnološko-metalurški fakultet, Beograd, Srbija, bloncar@tmf.bg.ac.rs*

***SADRŽAJ***

*U ovom radu su sprovedena eksperimentalna istraživanja odziva ESAPMOS4 RADFET komponenti u polju gama zračenja $^{60}$Co kada su inkorporirane u dva različita merna sistema, u statičkom i dinamičkom on-line mernom sistemu. Značaj istraživanja se ogleda u uspostavljanju metoda kojim se ostvaruje eksperimentalna karakterizacija RADFET strukture u poljima jonizujućeg zračenja s obzirom da se koristi on-line merna tehnika određivanja zavisnosti napona praga RADFET od promene apsorbovane doze zračenja u dinamičkom režimu rada digitalnog mernog sistema. To znači da se kontinualno sprovodi registrovanje vrednosti električne veličine kojom se prati odziv MOSFET-a u tačno zadatim vremenskim intervalima dok traje ozračivanje komponente, što ranije nije bio slučaj u statičkom režimu merenja promene napona praga. Razlika između izmerenih odziva za dva različita sistema merenja je bila u granicama eksperimentalne merne nesigurnosti od 2% do 5% .*

## 1. UVOD

Postoje brojna istraživanja, u zadnjih nekoliko decenija, koja su doprinela da se ispitaju karakteristike MOSFET-a u poljima zračenja, a jedan od prvih detaljnijih istraživanja je sproveo Holmes-Siedle [1]. Uočeno je da se odziv MOSFET-a u polju zračenja bazira na procesima u oksidu gejta [2]. Ograničenja MOSFET-a u pogledu ukupne apsorbovane doze, kao i energetske zavisnosti u polju fotonskog zračenja su uočena i za opseg energija od 14 keV do 1250 keV i referisana su u [3]. Druga grupa istraživača je proučavala odziv MOSFET-a u polju X zračenja linearnog akceleratora do energija od 8 MeV [4]. U ovom našem radu su razmatrani rezultati korišćenja statičkog i dinamičkog on-line sistema kao dva načina koji se koriste za određivanja zavisnosti promene napona praga MOSFET-a od promene jačine doze u polju jonizujućeg zračenja sa radioaktivnim izvorom $^{60}$Co.

## 2. TEORIJSKE OSNOVE

S obzirom na složene procese pri kojima se stvara naelektrisanje unutar sloja sa silicijum dioksidom, važno je konstatovati da je promena napona praga MOS trazistora rezultat dejstva jonizujućeg zračenja. Ova promena se može prikazati relacijom iz [4]:

$$\Delta V_T = -\frac{q}{\varepsilon_{ox}} g f_R f_T (d_{ox} - x_C)^2 D(SiO_2, E_p) \quad (1)$$

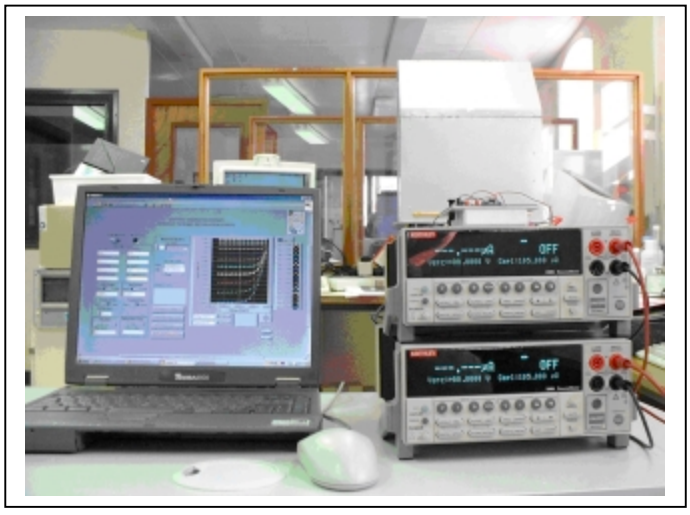
gde je $q$ naelektrisanje elektrona, $\varepsilon_{ox}$ je dielektrična konstanta silicijum dioksida, $g$ je faktor generisanja parova elektron-šupljina, $f_R$ je verovatnoća da šupljina izbegne rekombinaciju, $f_T$ je verovatnoća da šupljina bude zahvaćena u tankom sloju na rastojanju $x_C$ od međupovrši $Si/SiO_2$ , $d_{ox}$ je debljina oksida gejta, a $D(SiO_2, E_p)$ je apsorbovana doza u zoni $SiO_2$ za energiju fotona $E_p$. Kada se MOSFET koristi kao dozimetar, na osnovu eksperimentalnih istraživanja je utvrđeno da je uobičajeno da on radi u režimu zasićenja i tada važi sledeća zavisnost struje drejna $I_D$ od napona na gejtu $V_G$ [5] :

$$I_D = (\beta/2) \cdot (V_G - V_T)^2 \quad (2)$$

gde je sa β označen faktor pojačanja. To znači da se ekstrapolacijom linearnog dela nadpragovske prenosne karakteristike ($I_D^{1/2}$ u zavisnosti od $V_G$) dobija se napon praga MOS tranzistora $V_T$. Režim zasićenja MOSFET-a je takođe pogodan i iz praktičnih razloga, prvenstveno zbog veće vrednosti struje $I_D$ koju je pogodnije kontrolisati i meriti, kao i bliskih vrednosti napona praga $V_T$ MOSFET komponenti iste serije za datu vrednost $I_D$.

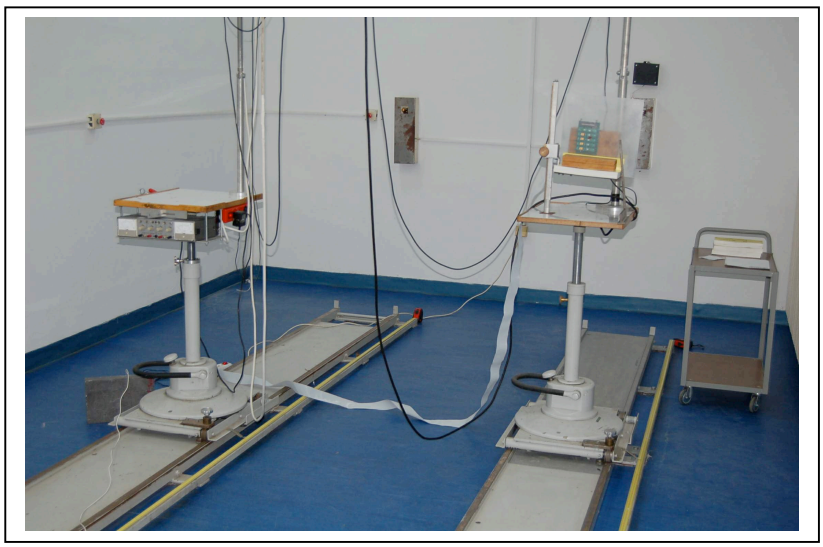
## 3. EKSPERIMENTI

Za merenje karakteristika MOSFET komponenti u polju zračenja korišćena su dva sistema. MESY 2002 je sistem koji se koristi za merenja u kojima postoji vremenski interval u kojem nema zračenja komponenti, kako bi se sprovelo merenje promene napona praga posle izlaganja komponenti zračenju [6, 7, 8]. Merni sistem MESY2002 je prikazan na slici 1.




**Slika 1. MESY2002: softverska podrška na laptopu, uređaj za test elektronskih komponenti, dva Keithley 2400 SourceMeter**

Merni sistem MESY2014 radi u on-line režimu tako što uzorkuje u jednakim vremenskim intervalima promenu napona praga na MOSFET komponenti u toku zračenja. Na ovaj način, kontinualnim merenjem dok je MOSFET u polju zračenja, se izbegava vremenski interval u kojem dolazi do zastoja u registrovanju vrednosti promene napona praga, kao što je bio slučaj kod „statičkog“ režima merenja. Na slici 2 prikazani su elementi mernog lanca sa kojim je ostvaren preduslov za real-time merenja



korišćenjem softvera i hardvera sa specifičnom namenom u sistemu MESY2014.

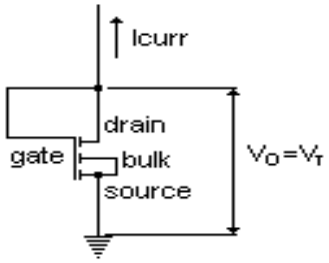
**Slika 2. MESY2014: deo sistema je konstituisan tako da postoji nosač komponenti koji je povezan na mernu jedinicu, a na njemu se postavljaju ispitni uzorci u polju zračenja**

MOS tranzistori koji se koriste u poljima jonizujućih zračenja često imaju oznaku RADFET (Radiation Field Effect Transistor - tranzistor sa efektom polja koji je osetljiv na radijaciju), koju ćemo koristiti u daljem tekstu. U cilju minijaturizacije poluprovodničkih uređaja, primenom odgovarajućih tehnoloških procesa MOS tranzistori se pakuju u složene elektronske konfiguracije, koje imaju stručni naziv čip. U eksperimentima je korišćen čip ESAPMOS4 RADFET kao složenija integrisana komponenta koji sadrži 4 pojedinačna RADFET-a. Svaki od njih ima posebnu oznaku tipa i tehničko-tehnološke karakteristike u širini *W(μm)* i dužini kanala *L(μm)*, kao i za pristupne terminale (kontakte) su B(balk, osnova), S(sors), G(gejt) i D(drejn).

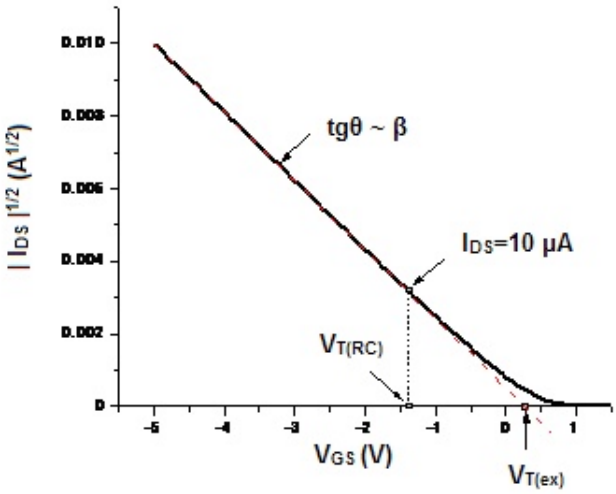
U svim eksperimentalnim ispitivanjima između izvora jonizujućeg zračenja i objekta ozračivanja (u našem slučaju to je čip ESAPMOS4 RADFET) postavljana je ploča od pleksiglasa različite debljine iz razloga ostvarivanja regularnih dozimetrijskih uslova ozračivanja. Čipovi ESAPMOS4 RADFET su bili postavljeni na posebnom pasivnom nosaču koji je bio postavljen na nosač od pleksiglasa (površine 5 cm x 6 cm). Tokom ozračivanja terminali (završeci kontakata) B, S i D su bili uzemljeni, a napajanje na gejtu (G) je imalo vrednosti napona 0 V ili +5 V.

Tokom svakog pojedinačnog eksperimenta, zračenju su bila izložena 5 čipa sa RADFET komponentama. Posle jedne sekvence ozračivanja, čipovi su doneti iz

prostorije za izvorima zračenja u drugu prostoriju gde su bila sprovedena električna merenja, i potom vraćeni da se nastavi sa ozračivanjem u narednoj sekvenci. U slučaju MESY2002 mernog sistema vremenski interval između dve uzastopne sekvence ozračivanja je iznosio 30 minuta. Električna merenja napona praga $V_T$ su obavljena uz korišćenje konfiguracije električnog kola, koje je prikazano sa odgovarajućim oznakama na slici 3. Ova tehika merenja napona praga poznata je kao "reader circuit" (RC). Za merenje vrednosti $V_T$ koristio se uređaj Keithley 2400 SourceMeter pri čemu je u električnom kolu bila ostvarena struja *Icurr* = 10μA. Izbor ove struje je od značaja za temperaturni odziv komponente, odnosno za promenu napona praga usled promene temperature. Ova promena je zanemarljiva u okolini izabrane struje *Icurr* = 10μA za RADFET komponente. Sva merenja i ozračivanja su izvršena na sobnim temperaturama.




**Slika 3. Principijelna šema električnog kola koje se koristi za merenje promene napona praga $V_{T(RC)}$, pri čemu je jačina električne struje *Icurr*=10 μA**




**Slika 4. Prenosna $I_{DS}$–$V_{GS}$ karakteristika za određivanje $V_{T(RC)}$ RADFET (ESAPMOS) u režimu zasićenja**

Imajući u vidu $I_{DS}$-$V_{GS}$ prenosnu karakteristiku PMOS tranzistora koja je data na slici 4 određene su vrednosti $V_{T(RC)}$ u režimu zasićenja. Pored toga mogu da se odrede i druge

osnovne karakteristike elektronskih komponenti NMRC 400nm IMPL RADFET čip (ESAPMOS4) kao što su $V_{T(EX)}$ i $\beta$.
U cilju komparativnih ispitivanja funkcionisanja mernih sistema MESY2002 i MESY2014 obavljeni su eksperimentalna ozračivanja uzoraka MOS tranzistora sa karakteristikama koje su date u tabeli 1.

**Tabela 1. Opšte karakteristike ESAPMOS4 RADFET komponenti**

| Oznaka | proizvođač | opis | pakovanje | br |
|---|---|---|---|---|
| TYN W5 | Tyndall | ESAPMOS4 RADFET, 400nm implantirani oksid gejta | kućište 14-pin keramičko DIP sa poklopcem od kovara | 5 |
| TYN W8 | Tyndall | ESAPMOS4 RADFET, 400nm implantirani oksid gejta | kućište 14-pin keramičko DIP sa poklopcem od kovara | 5 |

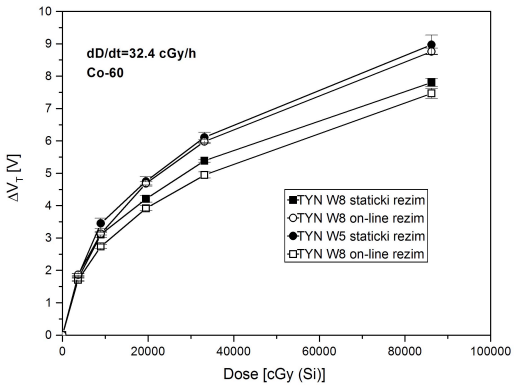
Uzorci TYN W5 i TYN W8 imaju razliku u tehnološkom procesu, u delu koji se tiče temperaturnog profila tokom post-oksidacionog postupka.

## 4. REZULTATI I DISKUSIJA

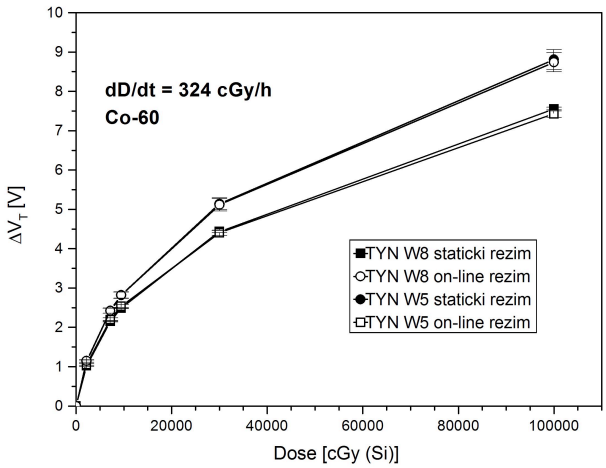
Ozračivanje je obavljeno u polju Co-60 u Metrološkoj Dozimetrijskoj Laboratoriji Instituta za nuklearne nauke"VINČA" za dve jačine doza zračenja:

1. za jačinu doze $(dD/dt)_1$ = 32,4 cGy/h (Si);
2. za jačinu doze $(dD/dt)_2$ = 324 cGy/h (Si).

Na osnovu rezultata merenja zavisnosti promene napona praga $\Delta V_T$ od ukupne aposrbovane doze zračenja za oba tipa ESAPMOS tranzistora prikazane su na slikama 5 i 6. Poređenja rezultata mernog statičkog sistema MESY2002 i automatskog on-line sistema MESY2014 su sprovedena tako što su sa čitača automatskog sistema preuzeti podaci merenja koji su izabrani za odgovarajuće merne tačke u vremenu kada je prekidano ozračivanje zbog očitavanja statičkim mernim sistemom.




**Slika 5. Odzivi dva sistema merenja MESY2002 i MESY2014 merenja u polju jačine 32,4 cGy/h (Si)**




**Slika 6. Odzivi dva sistema merenja MESY2002 i MESY2014 polju jačine 324 cGy/h (Si)**

Uzimajući u obzir predstavljene rezultate ostvarene korišćenjem mernih sistema MESY2002 i MESY2014 sa MOSFET komponentama u poljima jonizujućih zračenja mogu da se istaknu sledeće konstatacije:

- Zavisnost promene napona praga od apsorbovane doze gama zračenja može da se prikaže polazeći od opšte relacije kao u [9] i [10]:

$$\Delta V_T = S\, D^n \tag{3}$$

gde je $S$ osetljivost za dati stepen nelinearnosti n, koji zavisi od vrednosti napona na gejtu tokom ozračivanja, od debljine sloja oksida i apsorbovane doze zračenja. U eksperimentalnoj praksi se često za jedan opseg promene apsorbovane doze zračenja može uzeti da je $n=1$ i tada važi linearna zavisnost koja po formi odgovara relaciji (1). To znači da se može odrediti više linearnih zavisnosti $\Delta V_T(D)_i$ sa različitim vrednostima $S_i$ koje važe nad utvrđenim $i$-tim opsegom promene apsorbovane doze $\Delta D_i$ .

- RADFET komponente istog tipa, koje su korišćene u eksperimentima pod istim uslovima ozračivanja, su imale dobru reproducibilnost odziva sa intervalom promene standardne devijacije od 1% do 5% za vrednosti promene napona praga. To znači da je relativno mala merna nesigurnost tipa A za vrednosti promene napona praga na osnovu kojeg se definiše dozimetrijski parametar MOSFET $\Delta V_T/\Delta D$;

- Razlika između izmerenih rezultata statičkog sistema MESY2002 i automatskog on-line sistema MESY2014 se nalazi u granicama eksperimentalne merne nesigurnosti 2% - 5%.

## 5. ZAKLJUČAK

Značaj istraživanja se ogleda u uspostavljanju metoda kojim se ostvaruje eksperimentalna karakterizacija RADFET strukture u poljima jonizujućeg zračenja s obzirom da se koristi on-line merna tehnika određivanja zavisnosti napona praga RADFET komponente od promene apsorbovane doze zračenja u dinamičkom režimu rada digitalnog mernog sistema. To znači da se kontinualno sprovodi registrovanje vrednosti električne veličine kojom se prati odziv MOSFET-a u tačno zadatim vremenskim intervalima dok traje ozračivanje komponente, što ranije nije bio slučaj u statičkom režimu merenja promene napona praga. Uzimajući u obzir rezultate spro-

vedenih eksperimenata može zaključiti da je odziv RADFET komponente nezavisan od načina merenja, odnosno da ne zavisi od toga da li je ESAPMOS komponenta bila inkorporirana u statički ili dinamički on-line sistem merenja. Posebno ističemo da se ovakvim sistematskim pristupom u ispitivanjima krakteristika mernih sistema otvara jasna perspektiva daljim istraživanjima i razvoju novih tipova MOS tranzistora kako bi se odgovorilo na izazove otkrića savremenih tehnologija.

## 6. LITERATURA


[1] Holmes-Siedle A., *The space-charge dosimeter-general principles of a new method of radiation detection*, Nuclear Instruments and Methods, Vol. 121, pp.169-179, 1974.

[2] A.B. Rosenfeld et al., *A System for Radiation Damage Monitoring*, IEEE Transaction on nuclear science, 46(1999), pp.1766-1773.

[3] G.J. Brucker, S. Kronenberg, F. Gentner, *Effects of Package Geometry, Materials, and Die Design on Energy Dependence of pMOS Dosimeters*, IEEE Transaction on Nuclear Science, 42(1995), pp.33-40.

[4] Z. Savic, S. Stankovic, M. Kovacevic, M. Petrovic, *Energy dependence of pMOS Dosimeters*, Radiation Protection Dosimetry, 64(1996), pp.205-211.

[5] Sze, S. M. *Physics of Semiconductor Devices,* New York, Wiley, 1981.

[6] Jaksic, A., Stankovic, S., Nisevic, G., Ristic, G., Mohammadzadeh, A., Mathewson, A. *Response of unpassivated and passivated RADFETs to photons and electrons in the energy range of 1-8 MeV* Proc. Workshop on radiation effects on components and systems (Workshop RADECS 2004), Madrid, Spain, p.p. 59-63., 2004.

[7] Jakšić, A., Ogourtsov, V., Polischuk, S., Stanković, S., Kovačević, M., Mohamammadzadeh, A., Mathewson, A., *Irradiation and Post-irradiation response of RADFETs in different biasing configurations*, Proc. 5th International Workshop on Radiation Effects on Semiconductor Devices and Systems, Takasaki, Japan, p.p. 13-16, 2002.

[8] Knoll G.F., *Radiation detection and measurement*, John Wiley & Sons, N. Y., 2000.

[9] Eslami, B., Ashrafi, S., *Effect of gamma ray absorbed dose on the FET transistor parameters*, Results in Physics, 6(2016), pp. 396-400.

[10] Pejovic, M.M., Pejovic, M.M., Jaksic, A.B., *Radiation sensitive field effect transistor response to gamma-ray irradiation*, Nuclear Technology and Radiation Protection, 26 (2011), pp. 25-31.

# DIFFERENCE BETWEEN RADFET RESPONSE IN STATIC AND DYNAMIC ON-LINE MEASUREMENT SYSTEMS DURING EXPOSED TO GAMMA RADIATION OF $^{60}$Co

**Srboljub STANKOVIĆ[1], Aleksandar JAKŠIĆ[2], Nikola VASOVIĆ[2], Boris LONČAR[3], Nikola KRŽANOVIĆ[1], Miloš ŽIVANOVIĆ[1]**

*1) University of Belgrade, VINCA Institute of nuclear sciences ,Belgrade, Serbia, srbas@vinca.rs*

*2) Tyndall Institute, Cork, Ireland, aleksandar.jaksic@tyndall.ie*

*3) University of Belgrad, Faculty of technology and metallurgy, Belgrade, Serbia, bloncar@tmf.bg.ac.rs*

***ABSTRACT***

*In this paper, experimental responses to ESAPMOS4 RADFET components in the field of gamma radiation $^{60}$Co were performed when incorporated into two different measurement systems, in a static and dynamic on-line measurement systems. The significance of the research is reflected in the establishment of methods for achieving the experimental characterization of the RADFET structure in ionizing radiation fields since the use of an on-line measuring technique for determining the dependence of the RADFET threshold voltage on changing the absorbed dose of radiation in the dynamic regime of the digital measuring system is used. This means that continuously the registration of an electrical quantity value to monitor the response of the MOSFET at precisely defined time intervals while the component is irradiated, which was not the case before in the static measurement mode of change the threshold voltage. The difference between the measured responses for two different measurement systems was within the experimental measurement uncertainty of 2% to 5%.*

# НЕЈОНИЗУЈУЋА ЗРАЧЕЊА

# STATISTIČKA ANALIZA REZULTATA MERENJA INTENZITETA ELEKTRIČNOG POLJA U OKOLINI BAZNIH STANICA

**Mladen KOPRIVICA, Majda PETRIĆ, Vladimir SLAVKOVIĆ, Nataša NEŠKOVIĆ, Aleksandar NEŠKOVIĆ i Đorđe PAUNOVIĆ**
*Univerzitet u Beogradu, Elektrotehnički fakultet, Beograd, Srbija, kopra@etf.rs*

***SADRŽAJ***
*Statistička analiza rezultata merenja intenziteta električnog polja sprovedena je na 664 lokacije baznih stanica klasifikovane u tri kategorije. Rezultati merenja za kategoriju stubovi pokazuju da ni u jednom slučaju ukupni intenzitet električnog polja ne prelazi vrednost od 10V/m. Za kategoriju instalacije spolja na objektu, u slučaju outdoor merenja, referentne granične vrednosti propisane ICNIRP preporukama prevaziđene su u 2,5% lokacija, dok su vrednosti propisane Pravilnikom o granicama izlaganja nejonizujućim zračenjima prevaziđene u 15,6% lokacija. Treba istaći da su ove vrednosti izmerene na krovovima objekata, u zonama gde ljudi ne borave, i čak u većini slučajeva nemaju pristup. Sa druge strane, indoor ukupni intenzitet polja koji potiče od antena instaliranih spolja na objektu, nije prevazišao ICNIRP i Srpske norme. Na određenom broju lokacija indoor mikro baznih stanica, maksimalna vrednost intenziteta polja, izmerena na horizontalnoj udaljenosti do 1m prevazilazi norme propisane ICNIRP preporukama i Pravilnikom. Apsolutna maksimalna vrednost prevazilazi Srpske norme na približno 38% lokacija, i ICNIRP norme na približno 7% lokacija.*

## 1. UVOD

Intenzivan razvoj bežičnih komunikacionih sistema obeležio je prethodnu deceniju. Zbog prostorne rasprostranjenosti naročito se ističu javni mobilni sistemi (GSM - *Global System for Mobile Communications*, DCS - *Digital Communication System* i UMTS - *Universal Mobile Telecommunication System*). Sa obzirom da za međusobnu komunikaciju koriste elektromagnetne talase, kao posledica se javlja porast nivoa elektromagnetnog zračenja u životnom okruženju. Generalno, kod stanovništva postoji strah od efekata ovog zračenja. Sa druge strane, mobilni sistemi su danas nezamenljiv deo savremenog života i ne mogu se jednostavno ukloniti ili zameniti. Iz tih razloga, od velike važnosti je potreba za objektivnim sagledavanjem nivoa elektromagnetnog zračenja u životnom okruženju.
Povećana koncentracija elektromagnetne energije u opsegu radio-frekvencija na ljudima izaziva efekte koji se grubo mogu klasifikovati u dve osnovne kategorije [1]: toplotni efekat i stimulativni efekat. Treba istaći da se potencijalni negativni efekti mogu očekivati tek na nivou izloženosti znatno iznad propisanih normi. Poslednjih godina, posebna pažnja posvećena je proceni izloženosti opšte ljudske populacije elektromagnetnim zračenjima, a naročito zračenjima koja potiču od javnih mobilnih sistema. Merenja i proračuni u cilju određivanja izloženosti opšte ljudske populacije u okolini GSM i UMTS baznih stanica u Nemačkoj, sprovedeni su u radu [2]. Autori rada [3], prikazali su rezultate merenja izloženosti poljima baznih stanica javnih mobilnih sistema u urbanim zonama, korišćenjem personalnih ekspozimetara. Merenje elektromagnetnog zračenja u Italiji i Grčkoj, uspostavljanjem mreže za monitoring, sa velikim brojem mernih pozicija distribuiranih u ovim zemljama, dato je u radovima [4]-[6].

Elektromagnetno zračenje koje potiče od baznih stanica javnih mobilnih sistema u operativnom radu, analizirano je u Kini [7], Koreji [8], Gani [9], Španiji [10], Turskoj [11] i Australiji [12].
Za potrebe ovog rada, sprovedena su intenzivna merenja intenziteta električnog polja na 664 različite lokacije baznih stanica javnih mobilnih sistema u različitim delovima Srbije. U zavisnosti od načina instalacije antenskog sistema, lokacije baznih stanica su klasifikovane u tri osnovne kategorije: stubovi, lokacije sa instalacijom na objektu i lokacije sa instalacijom unutar objekta. Za svaku od navedenih kategorija sprovedena je zasebna statistička analiza rezultata merenja intenziteta električnog polja u okolini baznih stanica. Cilj ovih analiza bio je da se dobije bolji uvid u izloženost ljudi elektromagnetnom zračenju u realnim okruženjima baznih stanica, kao i da se proveri usklađenost sa postojećim normama.

## 2. MERNA METODOLOGIJA I MERNI SISTEM

Korišćena merna metoda za svaku pojedinačnu lokaciju baznih stanica u potpunosti je usklađena sa međunarodnim standardima [13-15]. Potupak merenja intenziteta elektromagnetnog zračenja na lokaciji bazne stanice sastojao se od dve faze. U prvoj fazi, određivani su relevatni izvori elektromagnetnog zračenja za analiziranu lokaciju, kao i relevatne zone same lokacije u kojima je bilo neophodno izvršiti merenja. Da bi se odredila prostorna raspodela elektromagnetnog zračenja, u drugoj fazi, sprovođena su merenja intenziteta električnog polja relevatnih izvora, na velikom broju mernih pozicija u okviru relevatnih zona razmatrane lokacije.
Prilikom merenja na svakoj mernoj poziciji, merna sonda je bila postavljena na drveni tronožni stativ. Za svaku mernu poziciju, merenja su sprovedena na tri visine (1,1 m, 1,5 m i 1,7 m), i kao rezultat uzimana je maksimalna od tri izmerene vrednosti. Merenja su sprovođena izvan bliske reaktivne zone, odnosno u bliskoj radijacijskoj zoni i zoni dalekog polja zračenja antenskog sistema i meren je intenzitet električnog polja.
Za potrebe određivanja relevatnih zona korišćen je širokopojasni merni sistem koji se sastoji od mernog prijemnika *NARDA EMR300* i izotropne merne sonde *NARDA TYPE 18c* (100 kHz to 3 GHz). Za pretraživanje radio-frekvencijskog spektra u opsegu 30 MHz do 3 GHz i za merenja svih relevantnih izvora ponaosob, na velikom broju mernih pozicija, korišćen je sistem za frekvencijski selektivna merenja koji se sastoji se od spektralnog analizatora *Rohde&Schwarz FSH6* i izotropne merne sonde *Rohde& Schwarz TS-EMF*. Samo za potrebe merenja UMTS sistema, korišćen je sistem koji se sastoji se od radio-mrežnog analizatora *Rohde&Schwarz TSMU* i izotropne merne sonde *Rohde&Schwarz TS-EMF*. Korišćene su tehnike za ekstrapolaciju izmerenih vrednosti na slučaj sa maksimalnom predajnom snagom definisane u [13].

## 3. KLASIFIKACIJA LOKACIJA BAZNIH STANICA

U zavisnosti od načina instalacije antenskog sistema, lokacije baznih stanica su klasifikovane u tri osnovne kategorije: stubovi (316 lokacija), lokacije sa instalacijom na objektu (276 lokacija) i lokacije sa instalacijom unutar objekta (72 lokacije). U kategoriju stubovi su svrstane sve one lokacije na kojima se antenski sistem bazne stanice nalazi na stubu, bilo da je on namenski izgrađen za potrebe javne mobilne mreže ili ne. U javnim mobilnim sistemima obično se koriste stubovi visina od 18m do 50m. Treba napomenuti da su u kategoriju stubova svrstavane i one lokacije na kojima je

antenski sistem bio instaliran na objektima čija osnovna namena nije da budu stubovi, ali po svojim osobinama odgovaraju ovom tipu instalacija. Tako su dimnjaci toplana ili vodotornjevi svrstani u ovu kategoriju. Tipični predstavnici kategorije stubova prikazani su na slici 1 (a-c).



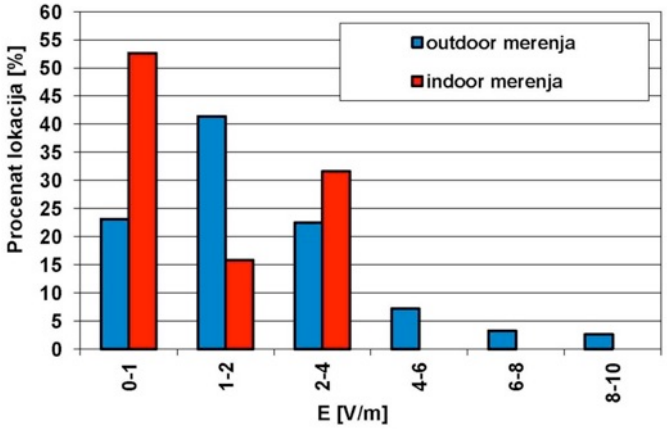

**Slika 1. Tipični primeri lokacija baznih stanica: (a) rešetkasti antenski stub, (b) cevasti antenski stub, (c) dimnjak korišćen kao stub, (d) antena bočno na objektu, (e) antene na ivici krova, (f) antene na stubu na krovu, (g) antena na prizemnom objektu, (h) antena na nivou prvog sprata, (i) omni antena Mexican Hat na plafonu, (j) mikro bazna stanica sa integrisanom antenom, (k) omnidirekciona monopol antena i (l) panel antena postavljena na bočni zid**

U kategoriju lokacija sa instalacijom na objektu ubrojane su sve one lokacije na kojima je antenski sistem bazne stanice instaliran spolja na objektu, bilo da je u pitanju bočni zid ili krov zgrade. Tako se razlikuju slučajevi antene bočno na objektu, antene na ivici krova i antene na stubu na krovu (slika 1 (d-f)). Za razmatranje ovakvih lokacija vrlo je bitno utvrditi namenu objekta, kako bi se znalo koliko vremena ljudi provode u njemu. Zavisno od namene, objekti su razvrstani u podkategorije: stambeni (73 lokacije), industrijski (58 lokacija), kancelarijski (125 lokacija) i zdravstveni objekti (5 lokacija).
Pošto je na izvesnom broju objekata antenski sistem postavljen na nivou prvog sprata ili prizemlja, što je nepovoljnije sa stanovišta nivoa elektromagnetnog zračenja na tlu u

odnosu na slučaj antenskog sistema na krovu, ove instalacije svrstane su u posebnu kategoriju nazvanu prizemne instalacije (15 lokacija). Na slici 1 (g-h), prikazane su dve varijante lokacija koje su svrstavane u prizemne instalacije. Na slici 1 (g), u pitanju je objekat koji ima samo prizemlje, dok je na slici 1 (h) objekat kod koga je antenski sistem postavljen na nivou prvog sprata.
U kategoriju lokacija sa instalacijom unutar objekta (*indoor*), svrstane su sve one lokacije na kojima je antenski sistem bazne stanice smešten unutar objekta. Ovakve instalacije su česte u slučaju da je potrebno obezbediti pokrivanje u objektima namenjenim velikom broju korisnika i u kojima se zbog toga očekuje veliki saobraćaj. Primer za to su tržni centri ili velike poslovne zgrade. Primer lokacija sa instalacijom unutar objekta dat je na slici 1 (i-l).
Po pitanju zastupljenosti određenog tipa radio-sistema po lokacijama, kao što je i očekivano, GSM sistem instaliran je na svim tipovima lokacija. Od toga je najveća zastupljenost tipa GSM i na lokacijama sa stubovima (48,8%). Pri tome, na približno dve trećine stubova uočen je samo jedan GSM sistem, dok je na jednoj trećini bilo po dva GSM sistema. U jednom broju slučajeva uz GSM sisteme, na stubovima su bili instalirani i DCS (7,55%) i UMTS (5,66%) sistemi. Kolociranje GSM, DCS i UMTS baznih stanica se moglo i očekivati s obzirom na činjenicu da sva tri tipa sistema učestvuju u formiranju ukupnog javnog mobilnog sistema jednog operatera. Takođe, interesantno je uočiti da su u izvesnom broju slučajeva bazne stanice bile kolocirane sa TV (7,23%) i FM (4,72%) radio-predajnicima. Razlog u relativno skromnom procentu kolociranja baznih stanica sa predajnicima TV i FM radio stanica leži u činjenici da je za potrebe realizacije javne mobilne mreže potreban znatno veći broj instalacija koje po pravilu, u prostornom smislu, moraju biti bliže korisnicima.

## 4. REZULTATI MERENJA U OKOLINI BAZNIH STANICA INSTALIRANIH NA ANTENSKOM STUBU

Da bi se stekao uvid u nivo elektromagnetnog zračenja baznih stanica instaliranih na stubovima statističkim putem je određena raspodela broja lokacija u zavisnosti od dobijene apsolutne maksimalne vrednosti za svaku lokaciju ponaosob (maksimalna vrednost ukupnog intenziteta električnog polja za celu lokaciju). Pored toga, ista raspodela je određena i za vrednosti izmerene u zatvorenom prostoru (*indoor* merenje) u objektima iz neposrednog okruženja stuba. Naime, u sklopu mernih aktivnosti kad god je to bilo moguće vršeno je merenje intenziteta električnog polja i u *indoor* uslovima, i to uglavnom uz prozor ili zid objekta na strani prema analiziranom stubu (na različitim visinama u odnosu na tlo zavisno od objekta). Dobijeni rezultati prikazani su na slici 2.
Na osnovu slike 2 može se zaključiti da je u uslovima *outdoor* merenja apsolutni maksimum na lokaciji u granicama 1-2V/m ostvaren u preko 40% slučajeva, dok je u oko 90% slučajeva njegova vrednost manja od 4V/m. Sa druge strane, u *indoor* uslovima u najvećem broju slučajeva apsolutni maksimum na lokaciji je manji od 1V/m, dok njegova vrednost ni u jednom slučaju nije prešla 4V/m. Pri tome, treba naglasiti da su apsolutni maksimumi za *indoor* uslove po pravilu odgovarali mernoj poziciji u neposrednoj blizini prozora objekta na strani prema stubu. Ovakav rezultat je logičan s obzirom na činjenicu su građevinski objekti gotovo uvek prostorno razdvojeni od antenskog stuba za više desetina metara.




**Slika 2. Procenti lokacija baznih stanica u odnosu na apsolutne maksimalne vrednosti intenziteta električnog polja izmerene na lokaciji**

Detaljnija analiza rezultata merenja pokazuje da za isto horizontalno rastojanje, intenzitet električnog polja opada sa povećanjem visine stuba [16]. Uočena pojava je direktna posledica činjenice da je sa povećanjem visine stuba, antenski sistem relativno dalje od korisnika što zbog prirode prostiranja elektromagnetnih talasa utiče na opadanje vrednosti izmerenog intenziteta električnog polja. Sa druge strane, ovakav zaključak ne važi za maksimalne vrednosti. To je posledica činjenice da u slučaju velike visine stuba, operatori po pravilu u većoj meri povijaju antenske dijagrame (*downtilting*) kako bi signalom pokrili blisku zonu bazne stanice. Zbog toga se prvi bočni lobovi vertikalnog antenskog dijagrama približavaju stubu i pri tome uzrokuju veće maksimalne vrednosti u blizini antenskog stuba.

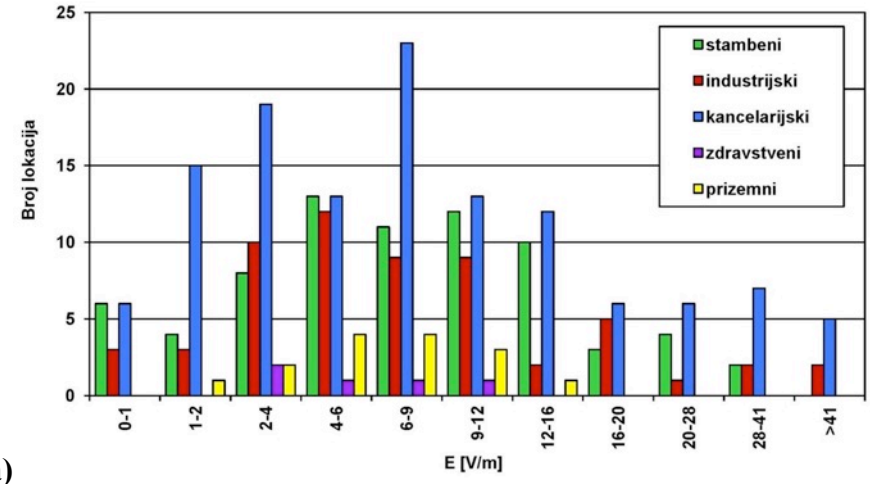
## 5. REZULTATI MERENJA U OKOLINI BAZNIH STANICA INSTALIRANIH NA OBJEKTU

Za slučaj baznih stanica instaliranih na objektu, na isti način je određena raspodela broja lokacija u zavisnosti od dobijenih apsolutnih maksimalnih vrednosti za slučajeve *outdoor* i *indoor* merenja i to za svaku podkategoriju objekta ponaosob. Dobijeni rezultati prikazani su na slici 3.

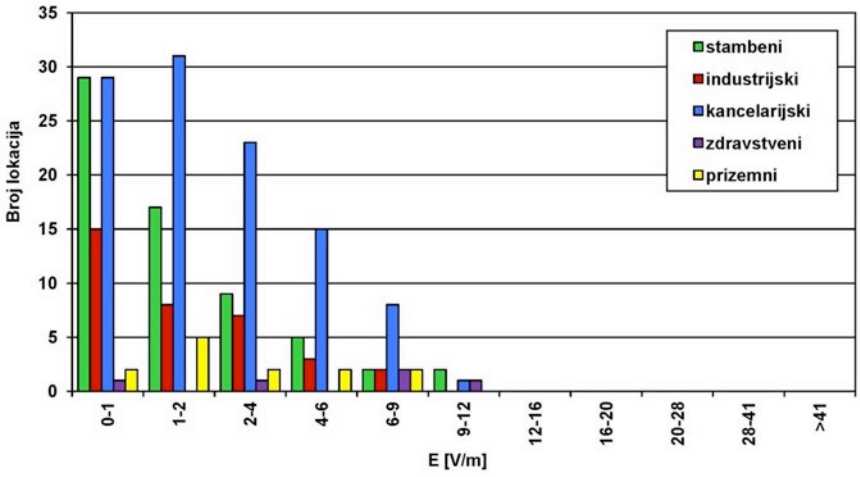
Na osnovu slike 3 (a), može se zaključiti da su u slučaju *outdoor* merenja, referentne granične vrednosti propisane ICNIRP preporukama prevaziđene u 2,5% svih lokacija (2 industrijska i 5 kancelarijskih objekata). Sa druge strane, referentne granične vrednosti propisane Pravilnikom o granicama izlaganja nejonizujućim zračenjima prevaziđene su u 15,6% svih lokacija (10 industrijskih, 24 kancelarijska i 9 stambenih objekata) za *outdoor* merenja. Ne treba zaboraviti da su ove vrednosti izmerene na krovovima objekata, u zonama gde ljudi ne borave, i čak u većini slučajeva nemaju pristup. U slučajevima zdravstvenih objekata i prizemnih instalacija apsolutni maksimum intenziteta električnog polja nije prevazišao referentne granične vrednosti propisane ICNIRP preporukama i Pravilnikom o granicama izlaganja nejonizujućim zračenjima. Pored toga, vrednosti apsolutnog maksimuma intenziteta električnog polja bile su manje od 20V/m na 90% lokacija, dok nisu prevazišle 70V/m ni u jednom slučaju.

Sa druge strane, *indoor* ukupni intenzitet električnog polja nije prevazišao ICNIRP i referentne granične nivoe u Srbiji, ni u jednom slučaju (slika 3 (b)). Za *indoor* merenja, u 90% svih lokacija, vrednosti apsolutnog maksimuma intenziteta električnog polja bile

su ispod 5,4V/m, dok nisu prevazišle 12V/m ni u jednom slučaju. Ove niže vrednosti u poređenju sa *outdoor* merenjima su logične sa obzirom na činjenicu da intenzitet električnog polja slabi prilikom prolaska kroz zid objekta.
Detaljnija analiza pokazuje da *outdoor* maksimalne vrednosti polja prevazilaze referentne granične nivoe u neposrednoj blizini (1-2m) antenskog sitema instaliranog na ivici krova [17]. Ovo je posledica činjenice da na nekim lokacijama horizontalno usmerenje antene nije bilo u potpunosti normalno u odnosu na ivicu krova. U takvim slučajevima delovi krova mogu biti zahvaćeni glavnim snopom zračenja antene.




**(a)**



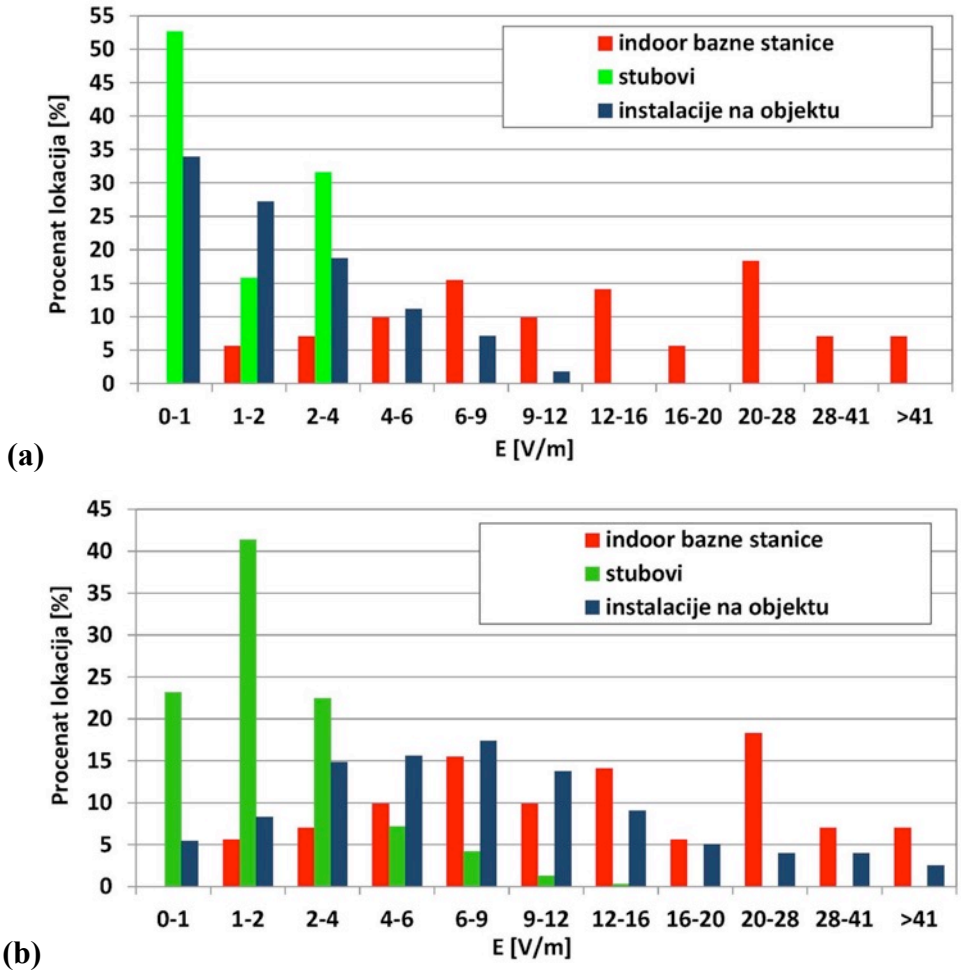

**(b)**

**Slika 3. Broj lokacija baznih stanica u odnosu na apsolutne maksimalne vrednosti intenziteta električnog polja izmerene na lokaciji: (a) *outdoor* merenja i (b) *indoor* merenja**

## 6. REZULTATI MERENJA U OKOLINI BAZNIH STANICA INSTALIRANIH UNUTAR OBJEKTA

Kao što je već rečeno, merenja su sprovedena na 72 lokacije sa *indoor* mikro baznim stanicama. U zavisnosti od načina instalacije antenskog sistema, ove lokacije su klasifikovane na sledeći način (slika 1 (i-l)): 58 *indoor* mikro baznih stanica sa omni antenom *Mexican Hat* postavljenom na plafonu (opseg visina antene 2,5 m - 6 m), 1 *indoor* mikro bazna stanica sa integrisanom antenom (visina antene 2,5 m), 6 lokacija sa

omnidirekcionom monopol antenom (opseg visina antene 3 m - 6,5 m), i 7 lokacija sa panel antenom postavljenom na bočni zid (opseg visina antene 3m - 7m).
Na određenom broju lokacija *indoor* mikro baznih stanica, maksimalna vrednost intenziteta električnog polja, izmerena na horizontalnoj udaljenosti od 1m prevazilazi referentne granične vrednosti propisane ICNIRP preporukama i Pravilnikom o granicama izlaganja nejonizujućim zračenjima [18]. Ovo je direktna posledica blizine antenskog sistema bazne stanice mernoj poziciji. Potrebno je istaći da ove situacije, u kojima se ljudi mogu naći u blizini antenskog sistema bazne stanice su verovatnije za slučaj *indoor* mikro baznih stanica, nego za slučajeve antenskog stuba i instalacije na objektu. Na horizontalnim udaljenostima većim od 1m, maksimalna izmerena vrednost intenziteta električnog polja bila je ispod referentnih graničnih nivoa propisanih ICNIRP preporukom, ali za nekoliko lokacija bila je veća od graničnih nivoa propisanih Pravilnikom.




**Slika 4. Procenti lokacija baznih stanica u odnosu na apsolutne maksimalne vrednosti intenziteta električnog polja: (a) izmerene *indoor* za tri različite kategorije lokacija i (b) *indoor* mikro bazne stanice (*indoor* merenja), stubovi i instalacije na objektu (*outdoor* merenja)**

Uzimajući u obzir da ljudi više vremena provode *indoor*, posebna pažnja je posvećena komparativnoj analizi nivoa elektromagnetnog zračenja u *indoor* okruženju, koje potiče od *indoor* mikro baznih stanica i druge dve kategorije lokacija (stubovi i instalacija na

objektu). Za svaku lokaciju bazne stanice, koja pripada jednoj od ove tri kategorije, određena je maksimalna vrednost ukupnog intenziteta električnog polja za celu lokaciju, ali samo u *indoor* okruženju. Nakon toga, za svaku od kategorija lokacija baznih stanica, određena je raspodela broja lokacija u zavisnosti od apsolutnih maksimalnih vrednosti, i rezultati su međusobno upoređeni (slika 4 (a)). Na osnovu slike 4 (a), može se zaključiti da za slučaj *indoor* mikro baznih stanica apsolutna maksimalna vrednost prevazilazi referentne granične nivoe propisane Pravilnikom na približno 38% lokacija, i prevazilazi ICNIRP referentne granične nivoe na približno 7% lokacija. Apsolutna maksimalna vrednost intenziteta električnog polja u *indoor* okruženju, za kategorije antenskih stubova i instalacija na objektu, ne prelazi 4V/m i 12V/m, respektivno.
Da bi se obezbedilo preciznije poređenje ove tri kategorije lokacija baznih stanica, za svaku lokaciju bazne stanice apsolutna maksimalna vrednost intenziteta električnog polja je određena u zoni u kojoj se očekuje najveća izloženost, u zavisnoti od kategorije lokacije (*indoor* za *indoor* kategoriju, *outdoor* zona oko antenskog stuba i spoljašnji delovi objekta za instalacije na objektu). Na bazi ovih rezultata, prikazanih na slici 4 (b), može se zaključiti da je za slučaj stubova apsolutna maksimalna vrednost intenziteta električnog polja ispod referentnh graničnih vrednosti propisanih ICNIRP preporukama i Pravilnikom, u svim slučajevima. U slučaju baznih stanica instaliranih na objektu, na 15,6% lokacija, dobijena apsolutna maksimalna vrednost intenziteta električnog polja je bila iznad referentnih graničnih nivoa u Srbiji i na 2,5% lokacija iznad ICNIRP referentnih graničnih nivoa. Ipak, potrebno je istaći da su ove vrednosti dobijene na krovovima gde ljudi obično ne borave. Drugima rečima, one se ne nalaze u zonama povećane osetljivosti, za razliku od prethodno analiziranih *indoor* okruženja.

## 7. ZAKLJUČAK

Za potrebe ovog rada, sprovedena su intenzivna merenja intenziteta električnog polja na 664 različite lokacije baznih stanica javnih mobilnih sistema. U zavisnosti od načina instalacije antenskog sistema, lokacije baznih stanica su klasifikovane u tri osnovne kategorije: stubovi (316 lokacija), lokacije sa instalacijom na objektu (276 lokacija) i lokacije sa instalacijom unutar objekta (72 lokacije). Za svaku od navedenih kategorija sprovedena je zasebna statistička analiza rezultata merenja intenziteta električnog polja u okolini baznih stanica. Cilj ovih analiza bio je da se dobije bolji uvid u izloženost ljudi elektromagnetnom zračenju u realnim okruženjima baznih stanica, kao i da se proveri usklađenost sa postojećim normama.
Rezultati merenja za kategoriju stubovi pokazuju da ni u jednom slučaju ukupni intenzitet električnog polja ne prelazi vrednost od 10V/m, što je znatno ispod referentnih graničnih nivoa propisanih ICNIRP preporukom, kao i referentnih graničnih nivoa propisanih Pravilnikom o granicama izlaganja nejonizujućim zračenjima.
Na osnovu sprovedene analize za kategoriju instalacije na objektu, može se zaključiti da su u slučaju *outdoor* merenja, referentne granične vrednosti propisane ICNIRP preporukama prevaziđene u 2,5% svih lokacija (2 industrijska i 5 kancelarijskih objekata). Sa druge strane, referentne granične vrednosti propisane Pravilnikom o granicama izlaganja nejonizujućim zračenjima prevaziđene su u 15,6% svih lokacija (10 industrijskih, 24 kancelarijska i 9 stambenih objekata) za *outdoor* merenja. Ne treba zaboraviti da su ove vrednosti izmerene na krovovima objekata, u zonama gde ljudi ne borave, i čak u većini slučajeva nemaju pristup. Sa druge strane, *indoor* ukupni

intenzitet električnog polja nije prevazišao ICNIRP i Srpske referentne granične nivoe ni u jednom slučaju.
Na određenom broju lokacija *indoor* mikro baznih stanica, maksimalna vrednost intenziteta električnog polja, izmerena na horizontalnoj udaljenosti od 1m prevazilazi referentne granične vrednosti propisane ICNIRP preporukama i Pravilnikom o granicama izlaganja nejonizujućim zračenjima. Apsolutna maksimalna vrednost prevazilazi Srpske referentne granične nivoe na približno 38% lokacija, i prevazilazi ICNIRP referentne granične na približno 7% lokacija.
Prethodni rezultati pokazuju da elektromagnetno zračenje koje potiče od *indoor* mikro baznih stanica treba pažljivo analizirati, iako one imaju manju efektivnu izračenu snagu (ERP) u poređenju sa baznim stanicama druge dve kategorije. Razlog za to je činjenica da u slučaju *indoor* mikro baznih stanica, ljudi mogu da se nađu veoma blizu antena (na samo par metara), što nije slučaj sa *outdoor* makro baznim stanicama. Ovo je posebno značajno zbog toga što najčešće regulatorna tela zahtevaju analize elektromagnetnog zračenja samo za bazne stanice koje imaju ERP iznad propisane vrednosti, pa uticaj *indoor* mikro baznih stanica često biva zanemaren.
U budućnosti se očekuje razvoj mobilnih mreža, pa treba očekivati i povećanje eletromagnetnog zračenja koje potiče od baznih stanica. Naime, razvoj mobilnih mreža dovodi do povećanja broja predajnika na postojećim lokacijama (na već izgrađenim sajtovima), kao i dodavanje novih mobilnih sistema (npr. dodavanje UMTS na GSM lokaciji, dodavanje LTE baznih stanica itd.). Dodavanje novih predajnika na postojećim lokacijama sigurno će dovesti do povećanja eletromagnetnog zračenja baznih stanica. S obzirom da je implementacija LTE sistema u Srbiji u toku, analiza elektromagnetnog zračenja koje potiče od LTE baznih stanica biće obuhvaćena budućim istraživanjem.

## 8. LITERATURA


[1] International Commission on Non-Ionizing Radiation Protection (ICNIRP). *Guidelines for limiting exposure to time varying electric, magnetic and electromagnetic fields (up to 300 GHz)*. Health Physics, 74(4):494–522 (1998).

[2] Bornkessel C, Schubert M, Wuschek M, Schmidt P. *Determination of the general public exposure around GSM and UMTS base stations*. Radiation Protection Dosimetry, 124(1):40–47 (2007).

[3] Cicchetti R, Faraone A. *Estimation of the peak power density in the vicinity of cellular and radio base station antennas*. IEEE Transactions Electromagnetic Compatibility, 46(2):275-290 (2004).

[4] Troisi F, Boumis M, Grazioso P. *The Italian national electromagnetic field monitoring network*. Annals of Telecommunications, 63(1–2):97–108 (2008).

[5] Gotsis A, Papanikolaou N, Komnakos D, Yalofas A, Constantinou P. *Non-ionizing electromagnetic radiation monitoring in Greece*. Annals of Telecommunications, 63(1–2):109–123 (2008).

[6] Christopoulou M, Karabetsos E. *In situ measurements of radiofrequency exposure levels in Greece from 2008 to 2013: A multi-parametric annual analysis*. Bioelectromagnetics, 36(4):325–329 (2015).

[7] Wu T, Shao Q, Yang L, Qi D, Lin J, Lin X, Yu Z. *A large-scale measurement of electromagnetic fields near GSM base stations in Guangxi, China for risk communication*. Radiation Protection Dosimetry, 155(1):25–31 (2013).

[8] Kim B.C, Kim W.K, Lee G.T, Choi H.D, Kim N, Pack J.K. *Evaluation of radiofrequency exposure levels from multiple wireless installations in population dense areas in Korea*. Bioelectromagnetics, 35(8):603–606 (2014).
[9] Deatanyah P, Amoako J.K, Fletcher J.J, Asiedu G.O, Adjei D.N, Dwapanyin G.O, Amoatey E.A. *Assessment of radiofrequency radiation within the vicinity of some GSM base stations in Ghana*. Radiation Protection Dosimetry, 151(2):218–223 (2012).
[10] Calvente I, Fernández M.F, Pérez-Lobato R, Dávila-Arias C, Ocón O, Ramos R, Ríos-Arrabal S, Villalba-Moreno J, Olea N, Núñez M.I. *Outdoor characterization of radio frequency electromagnetic fields in a Spanish birth cohort*. Environmental Research, 138:136–143 (2015).
[11] Karadağ T, Yüceer M, Abbasov T. *A large-scale measurement, analysis and modelling of electromagnetic radiation levels in the vicinity of GSM/UMTS base stations in an urban area*. Radiation Protection Dosimetry, 168(1):134–147 (2016).
[12] Henderson S.I, Bangay M. J. *Survey of RF exposure levels from mobile telephone base stations in Australia*. Bioelectromagnetics, 27(1):73–76 (2006).
[13] CENELEC. *European standard EN 50492:2008/A1:2014. Basic standard for the in-situ measurement of electromagnetic field strength related to human exposure in the vicinity of base stations*. (2014).
[14] CENELEC. *European standard EN 50400:2006/A1:2012. Basic standard to demonstrate the compliance of fixed equipment for radio transmission (110 MHz — 40 GHz) intended for use in wireless telecommunication networks with the basic restrictions or the reference levels related to general public exposure to radio frequency electromagnetic fields, when put into service*. (2012).
[15] Neskovic N, Koprivica M, Neskovic A, Paunovic G. *Improving the efficiency of measurement procedures for assessing human exposure in the vicinity of mobile phone (GSM/DCS/UMTS) base stations*. Radiation Protection Dosimetry, 149(3):238-244 (2012).
[16] Koprivica M, Neskovic N, Neskovic A, Paunovic G. *Statistical analysis of electromagnetic radiation measurements in the vicinity of GSM/UMTS base station antenna masts*. Radiation Protection Dosimetry, 158(3):263-275 (2014).
[17] Koprivica M, Slavkovic V, Neskovic N, Neskovic A. *Statistical analysis of electromagnetic radiation measurements in the vicinity of GSM/UMTS base station installed on buildings in Serbia*. Radiation Protection Dosimetry, 168(4):489-502 (2016).
[18] Koprivica M, Petrić M, Neskovic N, Neskovic A. *Statistical Analysis of Electromagnetic Radiation Measurements in the Vicinity of Indoor Microcell GSM/UMTS Base Stations in Serbia*. Bioelectromagnetics, 37(1):69–76 (2016).

# STATISTICAL ANALYSIS OF ELECTRIC FIELD STRENGTH MEASUREMENTS IN THE VICINITY OF BASE STATION

**Mladen KOPRIVICA, Majda PETRIĆ, Vladimir SLAVKOVIĆ, Nataša NEŠKOVIĆ, Aleksandar NEŠKOVIĆ and Đorđe PAUNOVIĆ**
*University of Belgrade, School of Electrical Engineering, Belgrade, Serbia, kopra@etf.rs*

***ABSTRACT***
*Statistical analysis of electric field strength measurements in the vicinity of base stations was performed for 664 different locations, classified into three categories. Measurement results for category masts showed that the total electric field strength did not exceed in any case value of 10V/m. For category installations on buildings, maximum recorded value has exceeded ICNIRP general public exposure reference levels at 2.5% and Serbian national reference levels at 15.6% of all locations. It should be emphasized that the values exceeding the reference levels were observed only outdoor (in areas in which people do not reside and even in most cases do not have access at all), while in indoor the total electric field strength in no case exceeded defined reference levels. At certain number of analyzed locations for indoor microcell base station, maximum values of electric field strength recorded within the horizontal distance of 1 m from antenna, exceeded both the Serbian national (at 38% of locations) and ICNIRP (7% of locations) reference levels.*

# MERENJE IZLAGANJA SUNČEVOM ULTRAVIOLETNOM ZRAČENJU: STARA PLANINA, SRBIJA I VAL SONI, FRANCUSKA

**Jelena AJTIĆ[1,2], Suzana BLESIĆ[3,2], Martin ALLEN[4], Caradee WRIGHT[5] i Đorđe STRATIMIROVIĆ[6,2]**

*1) Univerzitet u Beogradu, Fakultet veterinarske medicine, Beograd, Srbija, jelena.ajtic@vet.bg.ac.rs*

*2) Institut za istraživanje i razvoj kompleksnih sistema, Beograd, Srbija*

*3) Ca'Foscari University of Venice, Department of Environmental Sciences, Informatics and Statistics, Venice, Italy, suzana.blesic@unive.it*

*4) MacDiarmid Institute for Advanced Materials and Nanotechnology, University of Canterbury, Christchurch, New Zeland, martin.allen@canterbury.ac.nz*

*5) South African Medical Research Council, Pretoria, South Africa, caradee.wright@mrc.ac.za*

*6) Univerzitet u Beogradu, Stomatološki fakultet, Beograd, Srbija, dj.stratimirovic@gmail.com*

***SADRŽAJ***

*Izlaganje sunčevom ultravioletnom (UV) zračenju analizirano je za dve grupe skijaša: jedna grupa merila je izlaganje tokom 1-7. januara 2017. na skijalištu Stara Planina, Srbija, a druga od 29. januara do 3. februara 2017. u skijalištu Val Soni, Francuska. Izlaganje je mereno ličnim monitorima UV zračenja. U Val Soniju, dva monitora merila su spoljašnje UV zračenje koje je uzeto kao referentna tačka za izmerena lična izlaganja. Metodom vejvlet transformacije (VT) izračunate su spektralne funkcije izmerenih podataka kako bi se ustanovili pojedinačni obrasci ponašanja skijaša i nivo individualne izloženosti UV zračenju. Rezultati ne pokazuju razliku u srednjem nivou grupne izloženosti na različitim lokacijama, jer se u oba slučaja dobija srednja vrednost nagiba VT spektra snage signala približno jednaka jedan. Ova vrednost govori o visokom stepenu izlaganja sunčevom UV zračenju, koja je kod skijaša najverovatnije posledica dugotrajnog kontinuiranog boravka na suncu. Obrasci ponašanja skijaša, međutim, pojedinačno se razlikuju u oba skijališta, što se ogleda u nagibu VT spektralnih funkcija koji se kreće u rasponu od (0,50±0,02) do (1,44±0,02). U VT spektralnim funkcijama uočeni su karakteristični maksimumi koji mogu da ukažu na dužinu ukupnog kontinuiranog pojedinačnog izlaganja UV zračenju kod skijaša. Ovaj kvantitativni podatak može poslužiti u budućim procenama potrebe za korigovanjem pojedinačnog ponašanja na suncu.*

## 1. UVOD

Sunčevo ultravioletno (UV) zračenje ima i pozitivan i negativan uticaj na živi svet. Kod ljudi, na primer, UV zračenje učestvuje u reakcijama sinteze vitamina D koji je, između ostalog, neophodan za zdrave kosti [1]. Sa druge strane, UV zračenje je karcinogen [2] i prekomerno izlaganje može dovesti do različitih štetnih posledica po zdravlje ljudi od kojih je možda najznačajnija rak kože [1]. Kratkotrajno izlaganje velikoj količini UV zračenja, pogotovu u detinjstvu, dovedeno je u vezu sa pojavom melanoma [3]. Način izlaganja suncu i vreme provedeno napolju faktori su koji se mogu modifikovati, i to od strane same osobe, čime se može smanjiti rizik od štetnih posledica. Stoga su i

sprovedenaistraživanja koja mere lično izlaganje UV zračenju tokom pojedinih aktivnosti [4-6].
Sistematske studije individualne izloženosti sunčevom UV zračenju sprovode se od 70-tih godina prošlog veka. Cilj istraživanja pojedinih studija bili su efekti izloženosti sunčevom UV zračenju tokom rizičnih aktivnosti kod zdrave populacije, kao što su baštovanstvo ili duge šetnje u prirodi [4, 7]. Fokus druge grupe studija bilo je registrovanje izloženosti velikog broja pojedinaca kako bi se ustanovio osnovni obrazac izlaganja kod različitih populacionih grupa i ispitali obrasci ponašanja na suncu [8, 9]. Sprovedeno je i nekoliko longitudinalnih studija u kojima je analizirana izloženost dece sunčevom UV zračenju i uticaj ove rane izloženosti na kasniji razvoj [10, 11]. Dok jeu jednom broju ovih studija direktno merena individualna izloženost sunčevom UV zračenju [12, 13], u drugima je fokus bio na ispitivanju obrazaca ponašanja na suncu i indirektnoj proceni izloženosti UV zračenju [14, 15]. Prikupljeni podaci i ispitivanja korišćeni su za razvoj preventivnih mehanizama protiv nastanka raka kože, kao i za kampanje podizanja svesti opšte populacije o izloženosti sunčevom UV zračenju. Krajnji cilj ovih istraživanja bilo je pravilno informisanje javnosti kako bi se uticalo na promenu ponašanja na suncu i na taj način smanjio rizik od pojave raka kože.
Do sada sprovedene studije u analizi velikog broja podataka dobijenih pomoću ličnog dozimetra UV zračenja, koristile su samo osnovne veličine iz statističke analize (kao što su srednja vrednost, medijana, ili standardna devijacija) za opis rezultata istraživanja. Iskorak u obradi ovih podataka napravljen je u studiji [6] gde je iskorišćena vejvlet analiza za proučavanje dinamike vremenskih nizova izmerenog UV zračenja. Naime, ova studija pokazala je da nove metode obrade podataka predstavljaju sredstvo za objektivno i jasno razlikovanje i (ili) definisanje sličnosti u obrascima ponašanja pojedinih populacionih grupa. Ova vrsta objektivnosti nije bila moguća korišćenjem dotadašnjih metoda statističke obrade rezultata merenja.
Cilj ovog istraživanja je da se metode analize podataka korišćene u radu [6] primene za proširenje razumevanja izloženosti skijaša, kao dobrodefinisane populacione grupe, sunčevom UV zračenju, i tako doprinese ukupnom znanju u ovoj oblasti.

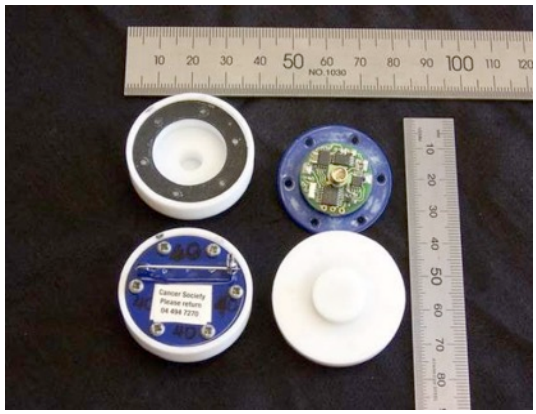
## 2. MATERIJAL I METODE

Izlaganje sunčevom ultravioletnom zračenju analizirano je za dve grupe skijaša: jedna grupa merila je izlaganje tokom 1-7. januara 2017. na skijalištu Stara Planina, Srbija, a druga od 29. januara do 3. februara 2017. u skijalištu Val Soni, Francuska. Izlaganje je mereno ličnim monitorima UV zračenja.

### 2.1. LIČNI MONITOR UV ZRAČENJA

Lična izloženost (pUVR, od engleskog: personal ultraviolet radiation) merena je pomoću digitalnog elektronskog dozimetra UV zračenja. Dozimetarje razvijen na Univerzitetu u Kanterberiju, u Krajstčerču na Novom Zelandu, sa ciljem da meri ličnu izloženost sunčevom zračenju u opsegu talasnih dužina od 290 nm do 400 nm.
Ukratko, glavna komponenta dozimetra je minijaturni fotodetektor napravljen od aluminijum-galijum-nitrida, sa spektralnim odzivom konstruisanim tako da bude blizak CIE (Commission Internationale de l'Éclairage) akcionom spektru koji predstavlja model osetljivosti bele kože na opekotine od sunca (eritema). Odgovor detektora pretvara se u digitalni odbroj koji je direktno proporcionalan intenzitetu upadnog

eritemskog UV zračenja. Detektor se nalazi u vodootpornom kućištu napravljenom od politetra-fluoro-etilena$(C_2F_4)_n$, koje takođe deluje kao difuzer čime se obezbeđuje da ugaoni odziv instrumenta bude blizu kosinusnog odgovora kože čoveka. Dozimetar se napaja malom litijumskom baterijom od 3 V. Pri intervalu uzorkovanja od svakih osam sekundi, ovaj napon baterije daje mogućnost neprekidnog merenja do tri meseca, dok ukupni kapacitet memorije integrisane sa detektorom obezbeđuje neprekidno merenje od 12 dana. Detaljan opis detektora dat je u [5, 16].
Komponente dozimetra upakovane su u bedž prečnika 35 mm, debljine 10 mm, i ukupne mase oko 19 g (sl. 1). Ovako kompaktan dozimetar može se pričvrstiti trakom oko zgloba ili mišice, ili biti zakačen na odevni predmet, a da osobi koja nosi bedž ne smeta u svakodnevnim aktivnostima.



**Slika 1. Dozimetar UV zračenja**

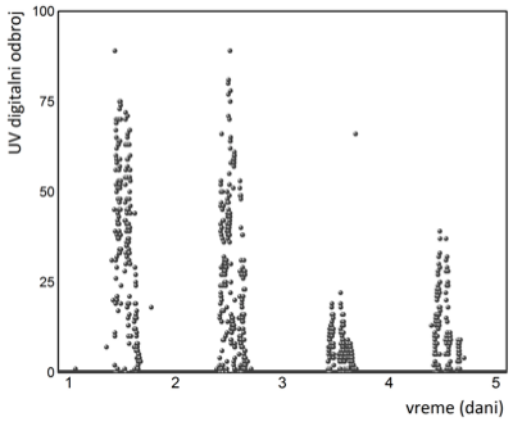
## 2.2. MERENJE IZLAGANJA

Dve grupe skijaša merile su lično izlaganje sunčevom UV zračenju na Staroj Planini u Srbiji, i u Val Soniju, u Francuskoj.
Skijalište Stara Planina nalazi se na Staroj Planini, planinskom masivu koji se u dužini od preko 530 km prostire od istočne Srbije, preko severne Bugarske do Crnog mora (sl. 2). Skijalište je na zapadnom kraju planine, blizu vrha Midžor koji predstavlja prirodnu granicu između Srbije i Bugarske. Nadmorska visina ski staza u ovom skijalištu je između 1100 m i 1900 m.




**Slika 2. Merne lokacije, periodi merenja, i pozicija dozimetra**

Od 1. do 7. januara 2017. godine, kada je prva grupa skijaša sprovela merenja, otvorene su bile samo ski staze orijentisane ka zapadu, sa nadmorskom visinom oko 1500–1750 m. Od ukupno nedelju dana merenja, dva dana bila su sunčana, a pet dana je bilo oblačno, poneki od njih sa snegom ili sa sunčanim intervalima.
Skijalište Val Soni (na francuskom: Val Cenis) nalazi se iznad doline reke Ark, u Francuskim Alpima, blizu granice sa Italijom (sl. 2). Nadmorska visina ski staza, orijentisanih uglavnom ka zapadu, iznosi 1500–2800 m. Od 29. januara do 3. februara 2017, kada je druga grupa skijaša sprovela merenja, bilo je tri sunčana i tri oblačna dana sa padavinama.
U oba skijališta, skijaši su UV dozimetre nosili na levoj strani naočara za skijanje ili kacige, kako bi dozimetar bio okrenut uglavnom ka jugu tokom skijanja (sl. 2). U Val Soniju, dva monitora merila su spoljašnje UV zračenje koje je uzeto kao referentna tačka za izmerena lična izlaganja.
Detektori su bili podešeni da kontinualno mere i daju zapis svakih 60 sekundi. Na slici 3. prikazan je primer individualnog niza snimljenih pUVR podataka.




**Slika 3. Deo niza snimljenih individualnih podataka na skijalištu Stara planina u Srbiji**

## 2.3. VEJVLET TRANSFORMACIJE

U ovom radu koristili smo vejvlet transformacije (VT) kako bismo analizirali dugodometnu dinamiku snimljenih vremenskih pUVR serija podataka. Metoda vejvlet transformacija prvobitno je definisana za analizu složenih, nelinearnih i nestacionarnih serija podataka. Ova tehnika razvijena je specifično sa ciljem da se postigne dobra lokalizacija i opisivanje podataka istovremeno i u vremenskom i u frekventnom prostoru, što nije moguće postići standardnom metodom analize serija podataka, tj. korišćenjem Furijeove transformacije [17, 18]. Na taj način, VT omogućava kvantifikovanje dugodometne dinamike vremenskih serija podataka, kao i postojanje periodičnog ili kvazi-periodičnog ponašanja unutar ovih vremenskih serija.
Sasvim uopšteno, u VT metodi, preslikavanje (transformacija) bilo koje vremenske serije *s(t)* u prostoru vejvleta (talasastih funkcija) $\Psi_{a,b}(t)$ daje seriju vejvlet koeficijenata (amplituda) koji su definisani na sledeći način:

$$W(a,b) = \int_0^{\tau_M} \psi_{a,b}(t) s(t) dt \,, \tag{1}$$

gde $a$ predstavlja parametar skale, a $b$ vremenski parametar datog koeficijenta, a $\tau_M$ dužinu merenja (u idealnom slučaju $\tau_M \to \infty$ ). U klasičnom metodu Furijeovih transformacija, funkcije se preslikavaju u frekventni prostor pomoću harmonijskih funkcija (bazu preslikavanje čine harmonijske funkcije određenog perioda ili frekvencije). Vejvlet transformacije predstavljaju „napredniju" verziju preslikavanja, jer omogućavaju razlaganje funkcija (ili serija podataka) na komponente koji nose informaciju i o poziciji u frekvnetnom prostoru (kao klasični Furijeov metod) i o poziciji u realnom prostoru (prostoru skala $a$). Zbog ove svoje osobine,VT bolje su prilagođene za analizu serija snimljenih podataka iz prirode, koje su obično nestacionarne (nemaju, između ostalog, dobro definisanu srednju vrednost na svakom segmentu snimljenog vremenskog niza); VT mogu, zbog mogućnosti da prate promene i u realnom vremenu, uspešno da preslikaju nestacionarnost i singularitete unutar snimljenih podataka.
Izračunavanje vejvlet koeficijenata funkcije omogućava definisanje vejvlet spektra snage signala analogno definiciji Furijeovog spektra snage signala na sledeći način:

$$E_W(a) = \int_0^{\tau_M - a} W(a,b)db\,. \tag{2}$$

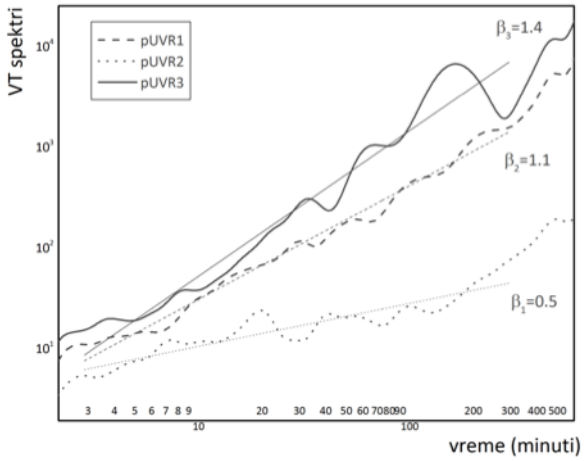
Za razliku od Furijeovog spektra snage, vejvlet spektri su glatki za nestacionarne serije [19,20], te se mogu koristiti za analizu postojanja karakterističnih vremena ili intervala unutar vremenskih serija. Interpretacija rezultata koje daje VT analiza ista je, zbog analogije u definisanju funkcija preslikavanja, kao u Furijeovom pristupu. U ovom radu koristili smo set Morlet vejvleta za analizu pUVR vremenskih serija.

U VT pristupu, invarijantnost analiziranih serija podataka na skaliranje ogleda se u VT funkcijama spektra snage koje su stepenog tipa. U tom slučaju, $E_W(a) \sim a^{-\beta}$, pa se nagib funkcije spektra snage signala($\beta$) u log-log prikazu može koristiti kao mera dinamike (dugodometnih korelacija) analizirane serije [21]. Koeficijent $\beta$ uzima teorijski vrednosti u intervalu [-1, 1]. Za $-1<\beta<0$ analizirana serija podataka je dugodometno antikorelisana, dok za $0<\beta<1$ podaci su dugodometno korelisani. Za nestacionarne dugodometno korelisane vremenske serije moguće je izračunati i vrednosti u intervalu $1<\beta<2$ [22]. U slučaju $\beta=0$, podaci su linearno nekorelisani, a VT spektar snage signala izgleda kao spektar standardnog belog šuma. Pored mogućnosti da na ovakav način opisuje dugodometnu dinamiku vremenskih serija, VT spektarsnage signala može se tumačiti na isti način kao i Furijeov spektar snage signala—on daje informaciju o udelu specifičnog vremenskog intervala u ukupnom spektru signala. Ova osobina omogućava da se pojedinačni pikovi u VT spektru tumače na isti način kao i u Furijeovom slučaju, te nam oni govore o postojanju periodičnih ili kvazi-periodičnih ciklusa u serijama individualne izloženosti sunčevom UV zračenju.
Vejvlet spektri snage izračunati su unutar vremenskih intervala od 1–2000 tačaka koji odgovaraju vremenskom rasponu od jednog minuta do oko 15 sati. Ovaj raspon vremenskih skala uzet je u obzir za računanje VT spektara snage signala kako bi se dobili statistički relevantni rezultati (imajući u vidu dužinu analiziranih vremenskih serija) [23].

## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

U prvoj grupi merenja, analizirano je četiri, a u drugoj grupi, osam VT spektara snage signala. Svi spektri snimljenih pUVR serija individualne izloženosti sunčevom UV zračenju pokazuju postojanje dugodometnih korelacija. Naime, log-log VT funkcije

spektra snage signala približno su prave linije, sa nagibima $\beta$ koji su različiti za svakog skijaša. Primer tri izračunata VT spektara snage signala dat je na slici 4.
U nameri da uporedimo grupnu izloženost skijaša na dva različita skijališta, izračunali smo srednju vrednost nagiba $\beta$ za grupu skijaša u Srbiji i za grupu u Francuskoj. Dobijene vrednosti $\beta_{srRS}$=(1,0±0,2) za skijalište u Srbiji i $\beta_{srFR}$=(1,1±0,2) za skijalište u Francuskoj, ukazuju da ne možemo razlikovati grupno ponašanje (izloženost sunčevom UV zračenju) na dva skijališta. Nedostatak razlike u grupnom ponašanju u dva skijališta je očekivan rezultat, pošto skijaši kao grupa nemaju specifične populacione razlike. Takođe, ovaj rezultat je već potvrđen za druge populacione grupe [6].



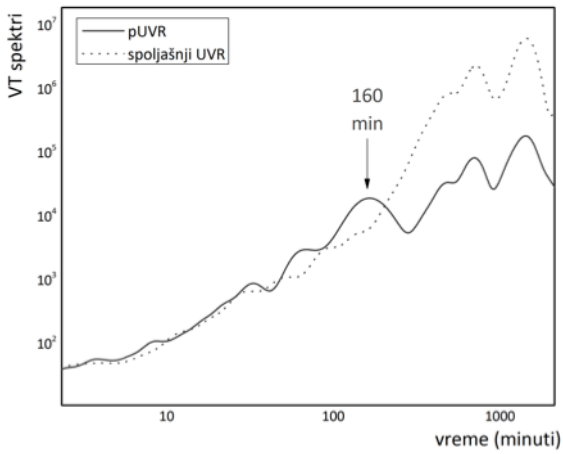

**Slika 4. Primer tri VT spektra skijaša (datih u log-log prikazu), sa odgovarajućim nagibima i vrednostima $\beta$, izmerenih u skijalištu Val Soni u Francuskoj**

Nasuprot tome, pojedinačna izloženost suncu razlikuje se kod različitih skijaša, kako kroz razliku u odgovarajućem koeficijentu $\beta$, koji se kreće u rasponu od (0,50±0,02) do (1,44±0,02), tako i kroz uočene obrasce ponašanja na suncu, koji se ogledaju u postojanju specifičnih pikova u VT spektru snage pUVR signala. Naime, kada VT spektri snage skijaša imaju nagib veći od grupne srednje vrednosti u VT spektru snage, pojavljuju se i karakteristični pikovi na periodima od dva do tri sata. Kako ovi pikovi nisu vidljivi u izračunatim kontrolnim spektrima snage signala mernih instrumenata koji su merili spoljašnje UV zračenje, može se zaključiti da oni mogu da ukažu na dužinu ukupnog kontinuiranog pojedinačnog izlaganja UV zračenju kod skijaša. Primer jednog takvog VT spektra, zajedno sa VT spektrom spoljašnjeg UV zračenja, dat je na slici 5.
Uočeno povećanje nagiba VT spektara snage signala snimljenog pUVR zračenja koje prati i pojava karakterističnih pikova na dužim vremenskim skalama potvrda je rezultata koji su dobijeni za druge populacione grupe [6]. Ovaj rezultat je važan jer daje mogućnost da se izmeri i prati tipičan obrazac pojedinačnog ponašanja na suncu – dužina izlaganja sunčevom UV zračenju, i da se ovaj obrazac eventualno koriguje.

## 4. ZAKLJUČAK

Izračunati vejvlet spektri individualne izloženosti sunčevom UV zračenju za dve grupe skijaša u dva ski centra i rezultati opisani u ovom radu potvrđuju do sada objavljene nalaze o postojanju invarijantnosti na skaliranje unutar vremenskih serija pUVR

podataka [6]. Dobijeni rezultati takođe su u skladu sa ranijim nalazima o mogućnosti definisanja grupnog ponašanja pojedinih dobro definisanih grupa [6]. U ovom radu dobijeni rezultati ukazuju na to da se skijaši mogu posmatrati kao dobro definisana grupa, sa srednjom vrednošću nagiba VT spektara snage signala približno jednakom jedan. Ova vrednost govori o visokom stepenu izlaganja sunčevom UV zračenju, koja je kod skijaša najverovatnije posledica dugotrajnog kontinuiranog boravka na suncu.




**Slika 5. Primer VT spektra skijaša (datog u log-log prikazu) sa dugim kontinuiranim izlaganjem suncu, zajedno sa VT spektrom spoljašnjeg UV zračenja, izmerenih na skijalištu Val Soni u Francuskoj**

Dužina kontinuiranog izlaganja pojedinačnih skijaša može se proceniti određivanjem položaja pikova u pojedinačnim VT pUVR spektara snage signala, kao što je pokazano u ovom radu. Ovaj kvantitativni podatak može biti objektivna mera koja može služiti u budućim procenama potrebe za korigovanjem pojedinačnog ponašanja na suncu kod ove kao i kod drugih sličnih dobro definisanih populacionih grupa.

## 5. ZAHVALNICA

Ovaj rad je realizovan u okviru projekata „Istraživanje klimatskih promena na životnu sredinu: praćenje uticaja, adaptacija i ublažavanje“ (43007) i „Fazni prelazi i kritični fenomeni u neorganskim i organskim sredinama“ (171015) koje finansira Ministarstvo prosvete, nauke i tehnološkog razvoja Republike Srbije za period 2011-2017. godine. Autori se posebno zahvaljuju svim skijašima koji su nosili UV detektore i svojim aktivnostima podržali ovo istraživanje.

## 6. LITERATURA

[1] R. Lucas, T. McMichael, W. Smith, and B. Armstrong. Solar Ultraviolet Radiation: Global burden of disease from solar ultraviolet radiation. World Health Organization, Geneva, Switzerland, 2006.

[2] Z. Matsumura and H. N. Ananthaswam. Toxic effects of ultraviolet radiation on the skin. *Toxicol. Appl. Pharmacol*. 195, 2003, 298–308.

[3] D. C. Whiteman, C. A. Whiteman, and A. C. Green. Childhood sun exposure as a risk factor for melanoma: a systematic review of epidemiologic studies. *Cancer Causes Control* 12, 2001, 69–82.

[4] C. D. Holman, I. M. Gibson, M. Stenphenson, and B. K. Armstrong. Ultraviolet irradiation of human body sites in relation to occupation and outdoor activity: field studies using personal UVR dosimeters. *Clin. Exp. Dermatol.* 8, 1983; 269–277.
[5] C. Y. Wright, A. I. Reeder, G. E. Bodeker, A. Gray, and B. Cox. Solar UVR exposure, concurrent activities and sun-protective practices among primary schoolchildren. *Photochem. Photobiol*. 83, 2007, 749–758.
[6] S. M. Blesić, Đ. I. Stratimirović, J. V. Ajtić, C. Y. Wright, and N. W. Allen. Novel approach to analysing large datasets of personal sun exposure measurements. *J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol.* 26, 2016, 613–620.
[7] B. L. Diffey. Sources and measurement of ultraviolet radiation. *Methods* 28, 2002, 4–13.
[8] M. G. Kimlin, N. Martinez, A. C. Green, and D. C. Whiteman. Anatomical distribution of solar ultraviolet exposure among cyclists. *J. Photochem. Photobiol. B* 85, 2006, 23–27.
[9] M. Bodekaer, B. Petersen, P. A. Phillipsen, J. Heydrenreich, E. Thieden, and H. C. Wulf. Sun exposure patterns of urban, sunburn and rural children: a dosimetry and diary study of 150 children. *Photochem. Photobiol. Sci.* 14, 2015, 1282–1289.
[10] P. S. Craig and B. L. Diffey. A prospective longitudinal study of the outdoor behaviour and symptoms of photosensitive patients. *Br. J. Dermatol.* 137, 1997, 391–394.
[11] J. Bauer, P. Buttner, T. S. Wiecker, H. Luther, and C. Garbe. Risk factors of incident melanocytic nevi: a longitudinal study in a cohort of 1,232 young German children. *Int. J. Cancer.* 115, 2005, 121–126.
[12] B. L. Diffey, C. J. Gibson, R. Haylock, and A. F. McKinlay. Outdoor ultraviolet exposure of children and adolescents. *Br. J. Dermatol.* 134, 1996, 1030–1034.
[13] H. P. Gies, C. Roy, S. Toomey, R. MacLennan, and M. Watson. Solar UVR exposures of primary school children at three locations in Queensland. *Photochem. Photobiol.* 68, 1998, 78–83.
[14] E. Milne, D. R. English, B. Corti, D. Cross, R. Borland, P. Gies et al. Direct measurements of sun protection in primary schools. *Prev. Med.* 29, 1999, 45–52.
[15] M. Kimlin and A. Parisi. Usage of real-time ultraviolet radiation data to modify the daily erythemal exposure of primary schoolchildren. *Photodermatol. Photoimmunol. Photomed.* 17, 2001, 130–135.
[16] M. Allen and R. L. McKenzie. Enhanced UV exposure on a ski-field compared with exposures at sea level. *Photochem. Photobiol. Sci*. 4, 2005, 429–437.
[17] J. Morlet. Sampling theory and wave propagation. In: C. H. Chen, ed. *Issues in Acoustic Signal/Image Processing and Recognition*. NATO ASI Series. Springer-Verlag, Berlin, 1983.
[18] A. Grossmann and J. Morlet. Decomposition of Hardy functions into square integrable wavelets of constant shape. *SIAM J. Math. Anal.* 15, 1984, 723–736.
[19] C. Torrence and G. P. Compo. A Practical Guide to Wavelet Analysis. *B. Am. Meteorol. Soc.* 79, 1998, 61–78.
[20] Dj. Stratimirović, S. Milošević, S. Blesić, and M. Ljubisavljević. Wavelet analysis of discharge dynamics of fusimotor neurons. *Physica A* 291, 2001, 13–23.
[21] A. Bunde, M. I. Bogachev, and S. Lennartz. Precipitation and River Flow: Long-Term Memory and Predictability of Extreme Events. In: A. S. Sharma, A. Bunde, V. P. Dimri, and D. N. Baker, eds. *Extreme Events and Natural Hazards:*

*The Complexity Perspective*. American Geophysical Union, Washington, USA, 2013.

[22] H. E. Stanley, S. V. Buldyrev, A. L. Goldberger, Z. D. Goldberger, S. Havlin, R. N. Mantegna, S. M. Ossadnik, C.-K. Peng, and M. Simons M. Statistical mechanics in biology: how ubiquitous are long-range correlations? *Physica A* 205, 1994, 214–253.

[23] C.-K. Peng, S. V. Buldyrev, A. L. Goldberger, S. Havlin, M. Simons, and H. E. Stanley. Finite-size effects on long-range correlations: Implications for analyzing DNA sequences. *Phys. Rev. E*47, 1993, 3730–3733.

# MEASUREMENTS OF SOLAR ULTRAVIOLET EXPOSURE: STARA PLANINA, SERBIA AND VAL CENIS, FRANCE

**Jelena AJTIĆ[1,2], Suzana BLESIĆ[3,2], Martin ALLEN[4], Caradee WRIGHT[5] and Đorđe STRATIMIROVIĆ[6,2]**

*1) Faculty of Veterinary Medicine, University of Belgrade, Belgrade, Serbia, jelena.ajtic@vet.bg.ac.rs*

*2) Institute for Research and Advancement in Complex Systems, Belgrade, Serbia*

*3) Ca'Foscari University of Venice, Department of Environmental Sciences, Informatics and Statistics, Venice, Italy, suzana.blesic@unive.it*

*4) MacDiarmid Institute for Advanced Materials and Nanotechnology, University of Canterbury, Christchurch, New Zeland, martin.allen@canterbury.ac.nz*

*5) South African Medical Research Council, Pretoria, South Africa, caradee.wright@mrc.ac.za*

*6) School of Dental Medicine, University of Belgrade, Belgrade, Serbia, dj.stratimirovic@gmail.com*

***ABSTRACT***

*Exposure to solar ultraviolet (UV) radiation is analysed for two groups of skiers. One group measured UV exposure over 1-7 January 2017 in the StaraPlanina ski resort in Serbia, while the other performed measurements between 29 January and 3 February 2017 in the Val Cenis ski resort in France. Exposure was measured using personal UV monitors. In Val Cenis, two monitors recorded ambient UV radiation which is taken as a reference point for the measured personal exposures. To establish personal patterns of behaviour and a level of individual exposure to solar UV, wavelet transform (WT) is used to calculate spectral functions of the obtained data. The results show no significant difference in the mean levels of group exposure at different locations, as the mean slope of the WT spectra is approximately one in both cases. This value implies a high UV exposure which most likely results from prolonged periods of time spent in the sun. On the other hand, the individual slopes of the WT spectral functions range between (0.50±0.02) and (1.44±0.02), and thusindicate personal differences in behavioural patterns of the skiers. Further, the WT spectral functions show characteristic peaks that demonstrate the duration of the total continual individual UV exposure in skiers, and this result could be used in future assessments and recommendations for modification of personal behaviour in the sun.*

# KONTINUALNO MERENJE UV ZRAČENJA I OZONA U SRBIJI

**Predrag KOLARŽ[1], Zoran MIJATOVIĆ[2], Aleksandar VLAJIĆ[3]**

*1) Univerzitet u Beogradu, Institut za fiziku, Beograd, Srbija, kolarz@ipb.ac.rs*

*2) Univerzitet u Novom Sadu, Departman za fiziku, Prirodno matematički fakultet, Novi Sad, Srbija, mijat@uns.ac.rs*

*3) NVO,GRES - Grupa za razvoj ekološke svesti, Beograd, Srbija, arborea.hyla@gmail.com*

***SADRŽAJ***

*UV zračenje se u Srbiji meri nezavisno u Beogradu i Novom sadu već duži niz godina. Radi bolje informisanosti stanovništva ova merenja su kroz projekat nevladinih organizacija pod nazivom „Ozonizacija“ objedinjena i uniformisana te su sada svima dostupna preko sajta http://www.uv-srbija.rs i aplikacije za android mobilne telefone „UV indeks Srbija“. Podaci Indeksa UV zračenja se obnavljaju na svakih pola sata dok se podaci za koncentraciju stratosferskog ozona iznad novog sada odnosno Srbije daju dnevno. Vrednosti UV indeksa se prikazuju grafički, a na sajtu je dato detaljno objašnjenje o tome šta UV indeks predstavlja, koje su vrednosti opasne, kako se zaštititi od preteranog izlaganja Sunčevom zračenju i kako se proračunava faktor zaštite (SPF) krema za sunčanje.*

## 1. UVOD

Globalna svest o tome da su antropogeni uticaji na životnu sredinu izazvali poremećaje ekološke ravnoteže, izazivanjem i destabilizacijom dugoročnih procesa velikih razmera, razvijena je tek u drugoj polovini 20. veka. Danas su već identifikovane najznačajnije posledice globalnog (planetarnog) karaktera i među njima su dominantni procesi: slabljenje (stanjivanje) ozonskog omotača sa pojavljivanjem ozonskih rupa i promena klime – globalno zagrevanje atmosfere. Ova dva procesa su u stalnoj uzročno – posledičnoj interakciji i uzrokuju druge štetne efekte na sredinu i živi svet na Zemlji (kisele kiše, smanjivanje šumskih površina, širenje pustinja, smanjivanje biološke raznovrsnosti, uticaj na zdravstveno stanje ljudi, promene globalne epidemiološke slike, itd.). Stanjivanje stratosferskog sloja ozonskog omotača identifikovala je Svetska meteorološka organizacija (WMO) 1970. godine, a glavni krivac je proces katalitičke destrukcije hemijskimi elementima pod nazivom halogeni. Glavni izvori halogena koji vrše fotodisocijaciju su rashladne tečnosti, rastvarači industrijski stvoreni raspršivač i sredstva za rasšrširanje pene (CFCs, HCFCs, freons, halons). Nakon ovoga sledi unapređenje čitavog sistema monitoringa ozona i sunčeve radijacije, posebno ultraljubičastog (UV) dela solarnog spektra čiji se intenzitet pojačava sa slabljenjem ukupnog ozona u atmosferi. Tada započinju i vrlo kompleksna i opsežna istraživanja uzroka i procesa vezanih za ovu pojavu, kao i posledica ove pojave po živi svet. Rezultat monitoringa i istraživanja je bio donošenje Međunarodne konvencije o zaštititi ozonskog omotača (UNEP- Beč, 1985) i Međunarodnog protokola o supstancama koje slabe ozonski omotač (UNEP- Monreal,1987), koje je potpisala i naša država. Navedena međunarodna regulativa, naročito od 90–tih godina 20. veka, se uspešno sprovodi posebno u razvijenim zemljama, ali trend slabljenja ozonskog omotača nije u potpunosti zaustavljen do danas. U srazmeri sa slabljenjem ozonskog omotača povećava se intenzitet UV zračenja (kao posledica smanjene apsorpcije UV zraka od strane ozona) koji štetno

deluje na čitav živi svet, na zdravlje ljudi, a i na određene veštačke materijale. Iz ovih razloga, organizacije UN (Svetska zdravstvena organizacija – WHO, Svetska meteorološka organizacija – WMO, Program UN za životnu sredinu – UNEP i Međunarodna komisija za zaštitu od nejonizujućeg zračenja – ICBIRP), upućuju 1995. godine preporuku vladama svih zemalja da koriste UV indekse radijacije – UVI (koje su definisale ove četiri organizacije) u obevaštavanju javnosti o stanju i potrebnim merama zaštite [1]. Ova preporuka, ponovljena je 1998. godine, kada je standardizovana formulacija ultraviletnog indeksa radijacije (UVI) na bazi referentnog spektra pojave eritema na koži čoveka u zavisnosti od talasne dužine UV, prema referenci Međunarodne komisije za iluminaciju – CIE [2].

## 2. OZONSKI OMOTAČ

Ozonski omotač, jedan je od slojeva zemljine atmosfere koji sadrži preko 91% ozona ($O_3$). Nastaje i nestaje fotohemijskim reakcijom UV zračenja i kiseonika. UV-A zračenje, opsega talasnih dužina od 315 do 400 nm, u potpunosti prolazi kroz ozonski omotač, dok sunčevu svetlost kraćih talasnih dužina UV-B opsega (280 - 315 nm) apsorbuje u velikoj meri 93 - 99%, a u potpunosti absorbuje UV-C opseg (100 - 280 nm) deo UV Sunčevog spektra. Iz tog razoga je ozonski omotač od neprocenjivog značaja za živi svet na Zemlji. Naime, fotoni ovog dela spektra imaju dovoljnu energiju i sa velikom veratnoćom razaraju DNK i druge organske molekule. Prisustvo ovog zračenja u Sunčevom zračenju bi potpuno promenilo oblike života na Zemlji. Ozonski omotač se prostire u donjem sloju stratosfere od 10 do 50 kilometara iznad Zemljine površine. Njegova debljina varira u zavisnosti od lokacije i godišnjeg doba (najdeblji u proleće, a najtanji u jesen). Osim ″dobrog″ stratosferskog postoji i ″loš″ troposferski ozon, u najnižim slojevima atmosphere u kojima se odvijaju sve životne aktivnosti. On nastaje kao posledica zagađenja atmosfere i sastavni je deo urbanog smoga.

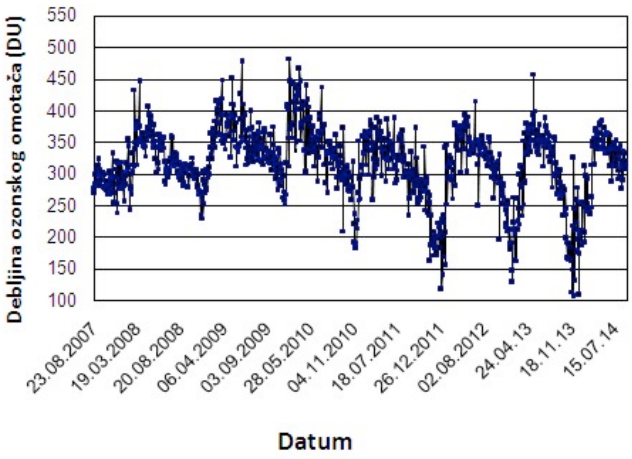
Dobson je jedinica za izražavanje količine atmosferskog ozona. Ukupna količina ozona u vertikalnom stubu vazduha se izražava kao debljina sloja ozona kada bi stub bio sabijen na standarni pritisak (1 atmosfera) pri temperaturi od 0°C. Sloj debljine 0.01 mm odgovara 1 Dobsonu. Prosečna vrednost debljine ozonskog omotača je oko 300 Dobsona, a iznad Evrope ta vrednost je oko 350, tj. debnjina ozona je 3.5 mm. Vrednost od 220 Dobsona se smatra za kriterujum ozonske rupe, jer niža vrednost od nje nije zabeležena u posmatranjima pre 1979. godine. Reč "rupa" je zapravo metafora za deo atmosfere u kojem je koncentracija ozona ispod 220 Dobsonovih jedinica.

Ozon se u stratosferi kontinualno proizvodi i razlaže pod dejstvom UV zračenja. Ispuštanjem u atmosferu susptanci koje ovaj proces remete dolazi do stanjivanja ovog sloja i do povećavanja intenziteta UV-B zračenja na Zemlji. Supstance koje uništavaju ozon su: potpuno halogenovani ugljovodonici (CFC), hlorofluorougljovodonici (HCFC), haloni, metil bromidi, karbon tetrahloridi, metil hloroformi i drugi. One su korišćene u rashladnim tečnostima, pesticidima, raspršivačima, sredstvima za gašenje požara i sl. Kada se jednom ispuste u atmosferu ove supstance se vrlo sporo degradiraju i kreću se kroz atmosferu dok ne stignu do stratosfere gde se pod dejstvom UV zračenja razlažu otpuštajući atome hlora i broma. Naučnici procenjuju da jedan atom hlora može da uništi oko 100 000 molekula ozona. U srazmeri sa stanjivanjem ozonskog omotača neprekidno se povećava intenzitet UV-B zračenja koji štetno deluje na čitav živi svet, na zdravlje ljudi i na određene veštačke materijale.

Osamdesetih godina prošlog veka je postalo jasno da se iznad Zemljinih polova stanjuje ozonski omotač i industrijsko zagađenje je označeno kao glavni krivac. U skladu sa time je u Montralu 1987. godine uz pomoć Programa UN za zaštitu životne sredine (United Nations Environment Programme) potpisan Montrealski protokol o supstancama koje oštećuju ozonski omotač. Ovaj protokol je potpisalo 197 zemalja među kojima i naša.

## 2.1 MONITORING DEBLJINE OZONSKOG OMOTAČA

Zahvaljujući međunarodnom FP-6 projektu, koji je dobio PMF u Novom Sadu, nabavljen je instrument Solar Light Microtops II za merenje debljine ozonskog omotača. Merenja su počela 23. avgusta 2007. godine. Merenja je moguće vršiti samo tokom vedrih dana i to je razlog zašto nedostaju vrednosti za neke dane. Na slici 1, prikazana je promena debljine ozonskog omotača iznad Novog Sada za period 23. avgust 2007. – 15. jula 2014. godine. S obzirom da se pod ozonskom rupom smatra oblast ozonskog omotača čija je debljina ispod 220 DU (dobsonove jedinice), sa slike se može zaključiti da je u ovom vremenskom periodu debljina ozonskog omotača uglavnom bila znatno iznad te vrednosti.




**Slika 1. Promena debljine ozonskog omotača iznad Novog Sada. Merenja su vršena Departman za fiziku, PMF u Novom Sadu (GPS koordinate: 45.245, 19.853)**

## 3. UV ZRAČENJE

UV zračenje je podeljeno na tri podopsega:
UV-A (315 - 400 nm), nije biološki aktivno, intenzitet se ne menja sa koncentracijom ozona. Prodire u dublje slojeve kože, vrši indirektna oštećenja, a prekomerno izlaganje je podjednako štetno kao i izlaganje UV-B zračenju.
UV-B (280 - 315 nm), biološki je aktivno, intenzitet zavisi od debljine ozonskog omotača. Oko 90% UV-B zračenja je apsorbovano od strane atmosfere. Apsorbuje se u površinskom sloju kože gde vrši direktna oštećenja.
UV-C (100 - 280 nm), kompletno se apsorbuje u atmosferi i praktično se ne opaža na površini Zemlje. Često se zove i sterilišuće zračenje, jer se koristi u industrijskim pogonima.

## 3.1. DEJSTVO UV ZRAČENJA NA KOŽU

U ljudskoj koži se najveći deo zračenja apsorbuje u epidermu, tj. u površinskom sloju kože, stoga oštećenje koje je prouzrokovano UV zračenjem zavisi ne samo od intenziteta zračenja, nego i od propustljivosti epiderma. Dejstvo na kožu sastoji se u pojavi eritema (crvenilo kože) i edema (otok na koži), posle nekoliko sati od izlaganja. Izvesno vreme nakon početne upale kože ili pojave eritema, povećava se količina kožnog pigmenta melanina, kao prirodni odgovor organizma. Melanin služi kao zaštitini sloj od dejstva UV zračenja i uzrokuje tamnjenje kože.
Osetljivost kože na Sunčevo zračenje zavisi od njene pigmentacije, tj. od količine melanina u epidermu. Prema tome izvršena je podela na ukupno 6 fotobioloških tipova kože, a na našem podneblju on je uglavnom izmedu 3 i 4. Za nastanak sunčevih opekotina presudna je dilatacija krvnih sudova koji se nalaze upravo ispod tog površinskog sloja i ta dilatacija se manifestuje kao crvenilo kože ili eritem. Da bi se na prosečnoj koži čoveka dobila minimalna primetna eritemska reakcija, potrebno je izložiti UV-B zračenju od 1 MED, što je u medicini poznato kao minimalna eritemalna doza (minimal Erythema Dose, MED). Ta vrednost zavisi od tipa kože i data je u tabeli 1, koja je bazirana na izlaganju od 3 MED-a ljudske kože koja ranije nije bila izlagana Sunčevom tj. UV zračenju.

**Tabela 1. Opisi fototipova kože i njeno ponašanje pri osunčavanju**

| Fototip kože | Neizložena boja kože | MED opseg ($mJ/cm^2$) | Osetljivost na UV zračenje | Pregorevanje ili tamnjenje |
|---|---|---|---|---|
| I | bela | 15 - 30 | vrlo osetljiva | Uvek lako pregori, nikad ne potamni |
| II | bela | 25 - 40 | vrlo osetljiva | Uvek lako pregori, potamni malo uz teškoće |
| III | bela | 30 - 50 | osetljiva | Minimalno pregoreva, tamni postepeno i uniformno |
| IV | svetlo braon | 40 - 60 | umereno osetljiva | Minimalno pregoreva, uvek dobro potamni |
| V | braon | 60 - 90 | minimalno osetljiva | Retko pregoreva, obimno tamni (tamno braon) |
| VI | tamno braon ili crna | 90 - 150 | neosetljiva ili jedva osetljiva | Nikad ne pregoreva, obilno tamni (crna) |

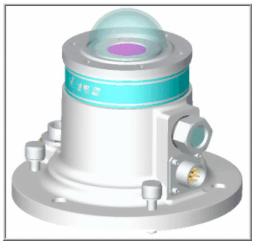
## 3.2. DEJSTVO UV ZRAČENJA NA OČI

Kod organa vida rožnjača i sočivo u velikoj meri apsorbuju UV zračenje. Pri tome rožnjača upija zračenje talasnih dužina do 300 nm, a sočivo talasne dužine od 295 do 400 nm. Očna tečnost je prakticno prolazna za UV zračenje i ne štiti sočivo. Rožnjača je relativno otporna na UV zračenje i u prirodnim uslovima ne strada. Izuzetak predstavlja "snežno slepilo" (ophthalmia nivea), koje naročito nastaje u planinama prekrivenim snegom (visok albedo) gde je nivo zračenja izuzetno visok. Eksperimentalno je utvrđeno da prag traumatske doze za rožnjaču zavisi od talasne dužine. Najopasnije je oštećenje endotela rožnjače zbog toga što endotelijalne ćelije kod čoveka ne raspolažu regenerativnom sposobnošću (starenjem se njihov broj smanjuje). Profesionalno oštećenje sočiva izazvano višegodišnjom akumulacijom povreda UV zračenja kod lica koja se svakodnevno izlažu produženom dejstvu prirodnog ili veštačkog zračenja (mornari, zemljoradnici, radnici koji rade na planinama) nije teško sprečiti nošenjem naočara za sunce, koje upijaju ili odbijaju UV zrake.

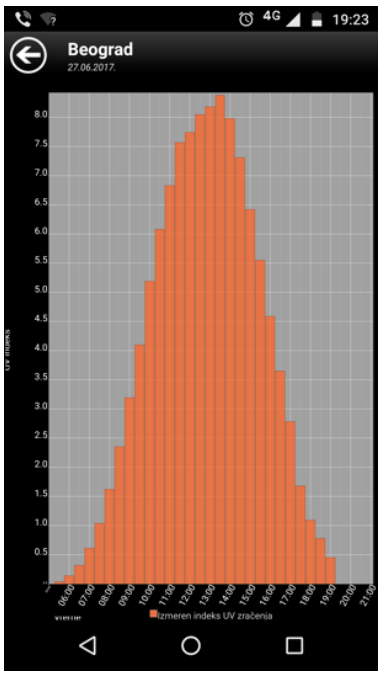
### 3.3. UV INDEKS

UV indeks, koji se koristi za obaveštavanje javnosti, je relativna jedinica (bezdimenzionalna) i vrednosti se kreću od 0 pa naviše [4]. Ovo daje mogućnost da osobe sa različitim fotobiološkim tipovima kože mogu da uspostave odnos UV-indeksa sa individualnom reakcijom svoje kože. Prognoza i objavljivanje UV-indeksa daje mogućnost da se individualno ponašanje prilagodi predviđenom i trenutnom UV-intenzitetu [3].

Na području grada Beograda i Novog Sada se duži niz godina unazad vrše merenja UV zračenja dok se u Novom Sadu (Priroidno-matematički fakultet) vrše i redovna merenja debljine ozonskog omotača. Merači UV zračenja su postavljeni na Institut za fiziku u Beogradu (Solar 501 UV biometer) i kampusu Univerziteta u Novom Sadu (Yankee Environmental System (YES) UVB-1 biometer) u Novom Sadu (slika 2). Za monitoring koristi se Solar Light Microtops II ozonemeter.

a)  b) 

**Slika 2. Instrumenti za merenje UV indeksa: a) Solar 501 UV biometer i b) Yankee Environmental System (YES) UVB-1 biometer**




**Slika 3. Grafički prikaz UV indeksa na dan 27.06.2017. godine adaptiran za android opratvne sisteme**

Treba napomenuti da su podaci koje se dobijaju spomenutim merenjima jedini relevantni podaci koji se mogu naći u Srbiji. Svi instrumenti koji se koriste i protokoli koji se primenjuju su standardizovani u skladu sa preporukama Svetske meteorološke organizacije (WMO).

Vrednost UV indeksa se menja tokom dana, ali i tokom godine. UV indeks počinje da raste izlaskom sunca da bi tokom tokom dana, oko 13 časova dostigao maksimalnu vrednost, a zatim opada. Na slici 3 je prikazana dnevna promena UV indeksa za vedar dan (27.06.2017). Sa ove slike se vidi da približno polovinu maksimalne dnevne vrednosti UV indeks dostiže oko 10 časove, a na tu vrednost opadne oko 16 časova. U tom periodu dana se emituje oko 80% ukupne dnevne doze UV zračenja. Doza zračenja se definiše kao proizvod snage zračenja po kvadratnom metru ($W/m^2$) i vremena (s). Jedinica doze zračenja je $J/m^2$. Dnevna doza jako zavisi od oblačnosti tokom dana. Za dane koji su delimično ili potpuno oblačni, dnevna doza je manja nego što bi bila da je dan vedar.

Krajem zime i početkom proleća vrednost UV indeksa raste, da bi maksimum dostigla u periodu kraj juna - početak jula. Posle toga intenzitet UV zračenja opada, da bi od polovine novembra vrednost UV indeksa pala na vrednost ispod 1.

Merenja u koja se poslednjih godina vrše u Institutu za fiziku, Beograd i Deprartmanu za fiziku, Prirodno matematičkog fakulteta u Novom sadu, pokazuju da UV indeks na našem podneblju prelazi vrednost 9 tokom juna i jula. Organizacije pri UN su dale sledeću kategorizaciju UV-indeksa prikazanu u tabeli 2.

**Tabela 2. Kategorizacija UV indeksa**

| INDEKS UV | KATEGORIJA | IZLAGANJE SUNCU |
|---|---|---|
| 11 i više | Ekstremna | Ekstremna zaštita |
| 8 do 10 | Vrlo visoka | Ekstremna zaštita |
| 6 do 7 | Visoka | Potrebna zaštita |
| 3 do 5 | Srednja | Potrebna zaštita |
| 1 i 2 | Niska | Slobodno |

Rezultati višegodisnjih merenja UV indeksa, slično kao vrednosti debljine ozonskog omotačaa tokom leta, ne pokazuju značajna odstupanja maksimalnih vrednosti iz godine u godinu. Maksimalne registrovane godišnje vrednosti UV indeksa se svake godine kreću između 8 i 9, doko su vrednosti debljine ozonskog omotača tokom leta u proseku nešto ispod 400 DU.

Zahvaljujući projektu ″Ozonizacija″ finansiranog od strane UNIDO (*United Nations Industrial Development Organization)*, a povodom Međunarodnog dana zaštite ozonskog omotača (16. septembra 2014. godine), stanovnici Beograda i Novog Sada već 4 godine unazad mogu da prate trenutne vrednosti UV indeksa na sajtu: www.uv-srbija.rs kao i pomoću android aplikacije “UV Indeks Srbija” koja se na telefone instalira pomoću *Play store* aplikacije.

Osnovni cilj projekta je informisanje stanovništva o opasnostima od izlaganja UV zračenju i podizanje nivoa svesti o važnosti praćenja informacija o indeksu zračenja, izbegavanju nepotrebnog izlaganja ili izlaganja u vreme najjačeg zračenja i važnosti korišćenja zaštite za kožu i oči. Isto tako je važna i laka preglednost i dostupnost “on

line" података на мобилним средствима комуникације као и израда централне базе података.
Подаци добијени мернјима на ова два мерна места су део европских мерења и њихови резултати су заједно са резултатима свих осталих мерења УВ зрачења у Европи недавно прихваћени за штампање у часопису Photochemical & Photobiological Sciences (M22) под насловом UV Index monitoring in Europe [5].

## 3.4. ИНФОРМИСАЊЕ ЈАВНОСТИ

Едукованост становништва о важности заштите од штетног деловања овог дела Сунчевог спектра на људску кожу и очи је у нашој земљи на врло скромном нивоу. Становништво заштиту врши по субјективном осећају у жељи да свој тен учини тамнијим не знајући да ли то чини исправно или не и немајући никакве податке нити знање о здравственим последицама. Последица тога је да, према незваничним подацима дерматолога, број малигних меланома коже драстично расте из године у годину.
Ова активност је можда и најважнија у процесу заштите од штетних дејстава УВ зрачења, без обзира на извор из ког оно долази. Информисање мора бити кратко и јасно, путем свих расположивих медија – писаних, електронских, панела и билборда, али и путем интернета где становништво може приступити тренутним вредностима УВ индекса. Осим тога, врло важну улогу има и едукација становништва, посебно младе популације и деце, која би се могла спроводити у основним и средњим школама на часовима посвећеним заштити животне средине. На жалост, та активност код нас није развијена.
Кожа и очи су органи на људском телу који су најчешће изложени УВ зрачењу стога се највећа пажња посвећује њиховој заштити. Испитивања су показала да адекватна УВ заштита може у 70% случајева да предупреди рак коже. Сматра се да се кожа најбоље штити одећом, а делове тела који нису заштићени одећом треба мазати заштитним кремама. Међународне препоруке кажу да треба користити крему са заштитним фактором 15 и примењивати је на свака 2 сата као и сваки пут после пливања. Посебну пажњу треба обратити на осетљиве делове тела који су више или под директнијим углом изложени Сунчевом зрачењу.
Најважнија мера заштите је избегавање излагања сунцу онда када је оно најопасније (од 10 до 16 часова) и редовно праћење и информисање о интензитету УВ зрачења и придржавање препорука о превенцији његовог штетног дејства.
Вредности УВ индекса и препоруке за превенцију штетног дејства тј. заштите:
*а) Минималан - 0, 1, 2*
Ова категорија представља минималну опасност од УВ зрачења. Већина људи може остати на сунцу и више од 1 сат, а да не добије опекотине. При дужим боравцима напољу препоручује се употреба наочара за сунце. Људи са врло осетљивом кожом (тип 1) и новорођенчад треба да поведу рачуна о заштитити од продуженог боравка на сунцу, сунчаним наочарима и заштитином кремом. Не сме се заборавити на одбијено (рефлектовано) УВ зрачење те се посебна опрезност препоручује за скијаше и људе који борave у планинама, као и оне на мору који трebaju посебно да заштите подручја испод браде и носа.
*b) Низак - 3, 4*
УВ индекс ових вредности представља малу опасност од УВ зрачења. За већину људи се препоручује употреба шешира са широким ободом, наочаре за сунце и заштитна крема. Осетљива популација још треба да дода и одећу с дугим рукавима, јер они могу добити

opekotine već posle 20 minuta izlaganja. Dobro je pratiti sopstvenu senku. Što je ona kraća, postoji veća opasnost od UV zračenja.

*c) Srednji - 5, 6*

Ove vrednosti predstavljaju već značajnu opasnost od UV zračenja. Za većinu ljudi se preporučuje upotreba šešira sa širokim obodom, naočara za sunce, zaštitne kreme i odeće sa dugim rukavima. Osjetljiva populacija može da dobije opekotine za manje od 20 minuta, pa se ne preporučuje izlaganje novorođenčadi suncu u vremenu od 10 do 16 sati. Ukoliko ovakve osobe borave ili rade na otvorenom treba da zaštitite vrlo osjetljiva područja kao što su nos, vrhovi ušiju i usne.

*d) Visok - 7, 8, 9*

Ove vrednosti UV indeksa predstavljaju visoku opasnost od UV zračenja. Treba smanjiti boravak na suncu između 10 i 16 sati, koristiti šešir sa širokim obodom, naočare za sunce, zaštitnu kremu i odeću dugih rukava. Ljudi sa vrlo osetljivom kožom mogu dobiti opekotine za manje od 10 minuta. Preporuka je da novorođenčad i deca ne izlaze na sunce izmedu 10 i 16 sati. Svakako je dobro potražiti senku, ali treba biti svestan da voda, pesak, beton, stene i sl. refleksijom mogu povećati nivo UV zračenja i na mestima koja nisu direktno izložena suncu, pa je i u senci potrebna zaštita. Dobro je koristiti odeću od gusto tkanog materijala, jer UV zraci mogu da prodru kroz tanku tkaninu.

*e) Vrlo visok- 10 i više*

Vrednosti UV indeksa 10 i više predstavljaju vrlo veliku opasnost od UV zračenja. Preporuka je da se maksimalno smanji boravak na otvorenom sredinom dana od 10 do 16 sati. Kao zaštita se svakako preporučuje upotreba šešira za širokim obodom, naočara za sunce, zaštitne kreme, odeće dugih rukava od gustog tkanja i izbegavanje boravka na direktnom suncu. Preporuka je da novorođenčad i deca nikako ne izlaze na sunce između 10 i 16 sati. Osjetljiva populacija može dobiti opekotine za manje od 5 minuta.

Zaštitni faktor (Sun Protection Factor, SPF) je vrednost vidno istaknuta na ambalaži preparata za zaštitu od sunca koji pokazuje koliko se puta duže može boraviti na suncu uz primenu zaštitnog preparata nego bez njega, a da ne dođe do pojave crvenila (eritema) na koži.

Na primer: ukoliko je vaše lično vreme gorenja (pojavljivanja crvenila) 30 minuta i vi namažete telo zaštitnim preparatom za sunčanje sa SPF 8 to znači da možete ostati na suncu 8 puta duže tj. 4 sata, a da se ne pojavi crvenilo (eritem). Važno je napomenuti da nanošenje zaštite više puta zaredom ne povećava bezbedno vreme sunčanja tj. ne povećava SPF. Jedini način da se bezbedno vreme sunčanja produži je korišćenje kreme sa većim SPFom. Takođe, nanošenje zaštite se ne prenosi na sledeći dan već traje samo tog dana kada je naneseno i to ukoliko nije mehanički skidano ili spirano.

## 4. ZAKLJUČAK

UV indeks je veličina koja omogućuje informisanje javnosti o intenzitetu Sunčevog UV zračenja u odnosu na fotobiološki tip kože. Ova veličina je oznančena od strane WHO pre više od 20 godina, dok se u Srbiji (Beogradu i Novom Sadu) meri već više od 10 godina i podaci se objavljuju na lokalnim internet stranicama. Svetska iskustva su pokazala da je prevencija odnosno pravovremeno izveštavanje javnosti o preteranom izlaganju Sunčevom UV zračenju kao i zaštiti najbolja prevencija raka kože i oštećenja očiju. Obzirom da doskorašnja informisanost javnosti putem lokalnih internet stranica nije bila dovoljna, merenja u ova dva grada su objedinjena kroz projekat „Ozonizacija“ i

објављују се помоћу android апликације (UV indeks Srbija) и јединствене интернет странице (http://www.uv-srbija.rs/), а измерене вредности се бележе на сваких 30 минута. Уз податке UV зрачења, објављују се и вредности дебљине стратосферског озонског омотача изнад Новог Сада као и опширан текст са свим објашњењима везаним за UV индекс, начине и средства заштите од Сунчевог зрачења. Осим мерења и резервне акквизиције података, врши се и провера модела прогнозе UV зрачења [6], годишња интеркомпарација инструмената, као и поређења измерених вредности UV индекса у ова два града. Поређења вредности UV индекса су показала велику сличност података чија дисперзија зависи углавном од локалних метеоролошких параметара (облачност и оптичка замућеност атмосфере) као и физичке особине UV зрачења, као зрачења најкраће таласне дужине у атмосфери, да се расејава.

## 5. LITERATURA


[1] WMO-GAW, Report of the WMO Meeting of Experts on UV-B Measurments, Data Quality Control and Standardization of UV Indices, Rep. No. 95,1994.

[2] F. McKinley and B.L. Diffey, CIE Journal 6,1987, 17.

[3] Z. Mijatović, Lj. Čonkić, S. Miljković: UV zračenje, izvori, osobine, efekti i zaštita; Prirodno-matematicki fakultet, Novi Sad, 2002.

[4] WMO-GAW, Report of the WMO-WHO Meeting of Experts on Standardization of UV Indices ond their Dissemination to the Public, July 1997.

[5] Schmalwieser, A., Gröbner, J., Klotz, B., Blumthaler, M., De Backer, H., Bolsee, D., Werner, R., … Kolarž, P., Mijatović, Z., et al., *UV Index monitoring in Europe*, Photochem. Photobiol. Sci., DOI: 10.1039/C7PP00178A, 2017.

[6] S. Malinović, D.T. Mihailović, D. Kapor, Z. Mijatović, I.D. Arsenić, NEOPLANTA: a short description of the first Serbian UV index model. J Appl. Meteorol. Climatol. 45:1171–1177, 2006.


# CONTINUAL MEASUREMENTS OF UV RADIATION AND OZONE I SERBIA


**Predrag KOLARŽ[1], Zoran MIJATOVIĆ[2], Aleksandar VLAJIĆ[3]**

*1) Univerzitet u Beogradu, Institut za fiziku, Beograd, Srbija, kolarz@ipb.ac.rs*

*2) Univerzitet u Novom Sadu, Departman za fiziku, Prirodno matematički fakultet, Novi Sad, Srbija, mijat@uns.ac.rs*

*3) NVO,GRES - Grupa za razvoj ekološke svesti, Beograd, Srbija, arborea.hyla@gmail.com*



***ABSTRACT***

*UV radiation in Serbia is measured independently in Belgrade and Novi Sad for many years. For better public information, these measurements are unified and uniformed through the project of non-governmental organizations named "Ozonisation", and are now available on the website http://www.uv-srbija.rs and applications for Android mobile phones "UV index Serbia". Data of UV Index are updated every half hour, while the data for the concentration of stratospheric ozone above the Novi Sad, i.e. Serbia, are given daily. The UV index values are displayed graphically, and the site provides a detailed explanation of what the UV index represents, which index values are dangerous, how to protect against excessive exposure to sunlight, and how the sun protection factor (SPF) is calculated.*

# ИНДЕКС АУТОРА

*А*

**Александар ВЛАЈИЋ** ..... **609**
**Александар ДЛАБАЧ** ..... **161**
**Александар ДРАГИЋ** ..... **179, 429, 438**
**Александар ЖИГИЋ** ..... **391, 403**
**Александар ЈАКШИЋ** ..... **579, 586**
**Александар ЈЕВРЕМОВИЋ** ..... **462, 574**
**Александар КАНДИЋ** ..... **219, 225, 462, 574**
**Александар МИЛОВАНОВИЋ** ..... **335**
**Александар НЕШКОВИЋ** ..... **589**
**Александра МИЛАТОВИЋ** ..... **274, 315**
**Алехандра ИОАННИДОУ** ..... **92**
**Аља МАРКОВИЋ** ..... **369**
**Ана РАДОВИЋ** ..... **363**
**Ана ЧУЧУЛОВИЋ** ..... **99**
**Андреј ВРАНИЧАР** ..... **482, 493, 500**
**Андрија ЂУРОВИЋ** ..... **161**
**Анико ФОЛДИ** ..... **472**
**Ариф ЕФЕНДИ** ..... **266**
**Арпад ТОТХ** ..... **266**
**Ahmed AWHIDA** ..... **219**

*Б*

**Бајрам ЈАКУПИ** ..... **124, 167**
**Beata VILIMAITE-SILOBRITIENE** ..... **472**
**Бенард БЕРИШАЈ** ..... **274, 315, 375**
**Бењамин ЗОРКО** ..... **19, 143**
**Биљана ВУЧКОВИЋ** ..... **124, 232**
**Биљана МИЛЕНКОВИЋ** ..... **173**
**Бобан РАКИЋ** ..... **335**
**Бојан ЈАНКОВИЋ** ..... **152**
**Бојан ШЕШЛЕК** ..... **574**
**Борис ЛОНЧАР** ..... **219, 225, 462, 579**
**Борјана ВРАЊЕШ** ..... **45**
**Борут БРЕЗНИК** ..... **143**
**Бранислава М. МИТРОВИЋ** ..... **45**
**Бранислава ТЕЊОВИЋ** ..... **493, 500, 529, 537**
**Бранко ВОДЕНИК** ..... **19**

*В*

**Вања РАДОЛИЋ** ..... **192**
**Ведрана ВУЛЕТИЋ** ..... **408**
**Велибор АНДРИЋ** ..... **45**
**Весна Арсић** ..... **51, 132, 449, 467**
**Весна БИГОВИЋ** ..... **472**
**Весна РАДУМИЛО** ..... **28, 37**
**Весна СПАСИЋ ЈОКИЋ** ..... **79**
**Владимир ЂУРЂЕВИЦ** ..... **19**
**Владимир МАРКОВИЋ** ..... **513, 523**
**Владимир СЛАВКОВИЋ** ..... **589**
**Владимир СТАНОЈЛОВИЋ** ..... **369**
**Владимир УДОВИЧИЋ** ..... **179, 210, 429, 438**
**Војин ГОРДАНИЋ** ..... **79**
**Војислав АНТИЋ** ..... **249**
**Војислав СТАНИЋ** ..... **382**

*Г*

**Гордана МИЛИЋ** ..... **124, 167**
**Гордана ПАНТЕЛИЋ** ..... **28, 57, 61, 72, 219, 297, 443, 455, 472, 507, 544**

*Д*

**Далибор АРБУТИНА** ..... **28, 37, 413**
**Данијела АРАНЂИЋ** ..... **241, 249, 283, 287**
**Данијела ДАНИЛОВИЋ** ..... **544**
**Давид КНЕЖЕВИЋ** ..... **429, 551, 558**
**Дарко САРВАН** ..... **19**
**Дејан ЈОКОВИЋ** ..... **179, 429, 438**
**Денис ГЛАВИЧ ЦИНДРО** ..... **19**
**Денис СТАНИЋ** ..... **192**
**Димитрије МАЛЕТИЋ** ..... **179, 210, 429, 438**
**Драган ВЕСЕЛИНОВИЋ** ..... **99**
**Драган РАДНОВИЋ** ..... **108**
**Драган РАДОВАНОВИЋ** ..... **232**
**Драгана ЖАРКОВИЋ** ..... **37**
**Драгана КРСТИЋ** ..... **320, 328**
**Драгана МАРИЋ** ..... **529**
**Драгана ТОДОРОВИЋ** ..... **19, 28, 72, 117, 443, 455, 507, 544**
**Драгослав НИКЕЗИЋ** ..... **173, 320, 328, 513, 523**
**Дубравка ВУКОВИЋ** ..... **57**
**Дубравка ЈОВИЧИЋ** ..... **335**
**Душан МРЂА** ..... **200, 210, 477**

*Ђ*

**Ђорђе ЛАЗАРЕВИЋ** ..... **283, 297, 302**
**Ђорђе ПАУНОВИЋ** ..... **589**
**Ђорђе СТРАТИМИРОВИЋ** ..... **600**

*Е*

**Evdoxia TSAKIRI** ..... **92**
**Elemer SZIL** ..... **266**

*З*

**Зора ЖУНИЋ** ..... **167**
**Зоран Јовановић** ..... **328**
**Зоран МИЈАТОВИЋ** ..... **609**
**Зоран МИЛОШЕВИЋ** ..... **462, 574**
**Зоран МИРКОВ** ..... **254**

*И*

**Иван КНЕЖЕВИЋ** ..... **28, 37**
**Ивана ВУКАНАЦ** ..... **219, 443, 462, 544, 574**
**Ивана ВУКАШИНОВИЋ** ..... **117**
**Ивана ЈЕЛИЋ** ..... **357, 369**
**Ивана СМИЧИКЛАС** ..... **357, 363, 369, 382**
**Ивана СТОЈКОВИЋ** ..... **482, 493, 500, 529, 537**
**Иванка АНТОВИЋ** ..... **343**
**Игор МИКЛАВЧИЋ** ..... **192**
**Игор ЧЕЛИКОВИЋ** ..... **219, 225**
**Инес КРАЈЦАР БРОНИЋ** ..... **143, 529**
**Ирена ТАНАСКОВИЋ** ..... **51, 132, 449, 467**
**Иштван БИКИТ** ..... **200, 210, 477**

*Ј*

**Јан ХАНСМАН** ..... **92, 108, 266, 482, 493**
**Јарослав СЛИВКА** ..... **477**
**Јасмина КОЖАР ЛОГАР** ..... **19**
**Јасминка ЈОКСИЋ** ..... **397, 403**
**Јелена АЈТИЋ** ..... **19, 45, 117, 600**
**Јелена КРНЕТА НИКОЛИЋ** **19, 28, 72, 443, 455, 507, 544**
**Јелена ПАЈИЋ** ..... **335**
**Јелена ПЕТРОВИЋ** ..... **87**
**Јелена СТАЈИЋ** ..... **173**
**Јелена СТАНКОВИЋ ПЕТРОВИЋ** . **241, 287, 291, 297**
**Јелица КАЉЕВИЋ** ..... **241, 291, 297**
**Јован ПУЗОВИЋ** ..... **574**
**Јована Илић** ..... **51, 132, 449, 467**
**Јована КНЕЖЕВИЋ** ..... **500**
**Јована НИКОЛОВ** . **482, 493, 500, 529, 537, 551, 558**
**Јована ПЕТРОВИЋ** ..... **558**
**Јована СЕЛАКОВИЋ** ..... **249**
**Јовица ВАСИН** ..... **200, 210**

*К*

**Ковиљка Станковић** ..... **307**
**Кристина БИКИТ** ..... **200, 210, 477**

*Л*

**Лидија НИКОЛОВСКА** ..... **472**
**Лука ПЕРАЗИЋ** ..... **314**

*Љ*

**Љиљана ГУЛАН** ..... **124, 167**
**Љиљана ЈАНКОВИЋ МАНДИЋ** ..... **87**

*М*

**Маја ЕРЕМИЋ-САВКОВИЋ** ..... **61, 408**
**Маја Ц. ПАГНАЦО** ..... **152**
**Мајда ПЕТРИЋ** ..... **589**
**Марија БОГИЋЕВИЋ** ..... **161**
**Марија ЈАНКОВИЋ** ..... **28, 72, 152, 443, 455, 544**
**Марија ЈЕРЕМИЋ** ..... **320**
**Марија ЛЕКИЋ** ..... **136, 307, 353**
**Марија ШЉИВИЋ-ИВАНОВИЋ** ... **357, 363, 369, 382**
**Марина ПОЈЕ СОВИЉ** ..... **192**
**Марко М. НИНКОВИЋ** ..... **3**
**Мартин АЛЛЕН** ..... **600**
**Матеа КРМПОТИЋ** ..... **529**
**Михаило САВИЋ** ..... **429, 438**
**Михајло ВИЋЕНТИЈЕВИЋ** ..... **45, 57**
**Михајло ЈОВИЋ** ..... **357, 363, 369, 382**
**Милан ТОМИЋ** ..... **529**
**Милица РАЈАЧИЋ** .... **19, 28, 72, 117, 443, 455, 507, 544**
**Милован МАТОВИЋ** ..... **320**
**Миломир МИЛАКОВИЋ** ..... **259**
**Милош Б. РАЈКОВИЋ** ..... **61**
**Милош МЛАДЕНОВИЋ** ..... **413**
**Милош ЖИВАНОВИЋ** ..... **219, 302, 507, 579**
**Милутин Јевремовић** ..... **307, 353**
**Минучер МЕСАРОШ** ..... **108**
**Миодраг КРМАР** .... **92, 108, 259, 266, 493, 551, 558**
**Мира ОБРАДОВИЋ** ..... **274**
**Мирјана ЂУЈИЋ** ..... **87**
**Мирјана ЂУРАШЕВИЋ** ..... **219, 225, 462, 574**
**Мирјана РАДЕНКОВИЋ** ..... **397**
**Мирјана СТОЈАНОВИЋ** ..... **61**
**Мирољуб МИЛИНЧИЋ** ..... **462**
**Младен КОПРИВИЦА** ..... **589**

*Н*

**Наташа БЈЕЛИЦА** ..... **161**
**Наташа ЛАЗАРЕВИЋ** ..... **28, 136, 307, 353**
**Наташа НЕШКОВИЋ** ..... **589**
**Наташа САРАП** ..... **28, 72, 152, 443, 455, 544**
**Наташа ТОДОРОВИЋ** . **232, 482, 493, 500, 529, 537, 551, 558**
**Ненад СТЕВАНОВИЋ** ..... **513, 523**
**Невена ИГЊАТОВ** ..... **266**
**Невена СТАМАТОВИЋ** ..... **274**
**Невена ЗЂЕЛАРЕВИЋ** ..... **136, 307, 353**
**Невенка АНТОВИЋ** ..... **161, 183, 343, 564**
**Никола БОСНИЋ** ..... **259**
**Никола ЈОВАНЧЕВИЋ** ..... **266, 493, 551, 558**
**Никола КРЖАНОВИЋ** ..... **302, 579**

**Никола СВРКОТА** ..... **161, 183, 375, 564**
**Никола ВАСОВИЋ**.....**579**
**Никола ВЕСЕЛИНОВИЋ** ..... **429, 438**
**Нина ЦУКОН**.....**369**

*О*

**Оливера ЦИРАЈ БЈЕЛАЦ**.....**241, 249, 283, 287, 291, 315**

*П*

**Перко ВУКОТИЋ**.....**161**
**Предраг БОЖОВИЋ**.....**241, 249, 283, 287, 291**
**Предраг ВАСИЋ**.....**108**
**Предраг КОЛАРЖ** ..... **219, 609**
**Предраг КУЗМАНОВИЋ**.....**482**
**Предраг РЕПИЋ**.....**225**
**Предраг УЈИЋ**..... **219, 225**

*Р*

**Радивоје МРДАК** .....**161**
**Радомир БАЊАНАЦ**.....**429**
**Радомир БАЊАНАЦ**.....**179, 210, 438**
**Ранко СВРКОТА**.....**161**
**Ранко ЗЕКИЋ** ..... **161, 375**
**Родољуб ЧУЧУЛОВИЋ** .....**99**
**Rusiyan TSIBRANSKI**.....**472**

*С*

**Сандра ЋЕКЛИЋ** ..... **241, 283, 287, 315**
**Саша НЕСТОРОВИЋ**.....**99**
**Сергеј К. АНДРУХОВИЧ**.....**564**
**Синиша ПАВЛОВИЋ**.....**249**
**Славица ИВКОВИЋ**.....**391, 403, 408**
**Славица МАРИЋ** .....**259**
**Славко ДИМОВИЋ** .....**357, 363, 382**
**Снежана ДРАГОВИЋ** .....**87**
**Софија ФОРКАПИЋ** ..... **179, 200, 210, 477**
**Србољуб СТАНКОВИЋ**.....**579**
**Срђан ВУКОВИЋ**.....**500**
**Станко МИЛИЋ** .....**200**
**Стефан РАФАЈЛОВИЋ** .....**397**
**Страхиња ИЛИЋ**.....**551**
**Сузана БЛЕСИЋ** .....**600**
**Сузана Богојевић** ..... **51, 132, 449, 467**
**Сузана МИЉКОВИЋ**.....**418**
**Светлана ГРДОВИЋ**.....**45**
**Светлана МИЛАНОВИЋ** .....**413**

*Т*

**Тамара ЂУРОВИЋ**.....**161**
**Татјана ЈАКШИЋ**.....**108**
**Татјана МАРКОВИЋ**.....**449**
**Тихана МУДРИНИЋ**.....**152**
**Тијана КЕВКИЋ**.....**232**
**Томислав АНЂЕЛИЋ**..... **161, 375**

*Ц*

**Caradee WRIGHT**.....**600**
**Chrisoula BETSOU** .....**108**
**Chrysoula BETSOU**.....**92**
**Cristian MIHAILESCU LIVIU** .....**287**

# САДРЖАЈ

# Садржај

**ОПШТИ ПРОБЛЕМИ ЗАШТИТЕ ОД ЗРАЧЕЊА 1**

ДИЛЕМА *LNT* ИЛИ *HORMESIS* МОДЕЛ У ЗАШТИТИ ОД ЗРАЧЕЊА И НУКЛЕАРНО ОРУЖЈЕ 3

**РАДИОЕКОЛОГИЈА И ИЗЛАГАЊЕ СТАНОВНИШТВА 17**

ФАКТОРСКА АНАЛИЗА СПЕЦИФИЧНИХ АКТИВНОСТИ БЕРИЛИЈУМА-7 И ОЛОВА-210 У ПРИЗЕМНОМ СЛОЈУ ВАЗДУХА, И МЕТЕОРОЛОШКИХ ПАРАМЕТАРА 19
МОНИТОРИНГ РАДИОАКТИВНОСТИ У ЖИВОТНОЈ СРЕДИНИ У ОКОЛИНИ НУКЛЕАРНИХ ОБЈЕКАТА У СРБИЈИ ТОКОМ 2014-2016. ГОДИНЕ 28
КОРЕЛАЦИЈА РАДИЈАЦИОНИХ ПАРАМЕТАРА И КОЛИЧИНЕ ПАДАВИНА ПРИЛИКОМ МОНИТОРИНГА РАДИОАКТИВНОСТИ У ОКОЛИНИ НУКЛЕАРНИХ ОБЈЕКАТА 37
РАДИОНУКЛИДИ У ЛАНЦУ ИШРАНЕ НА ПОДРУЧЈУ ОПШТИНЕ ГРОЦКА 45
РАДИОАКТИВНОСТ МЛЕКА И МЛЕЧНИХ ПРОИЗВОДА У СРБИЈИ У ПЕРИОДУ 2015 - 2016. ГОДИНЕ 51
АКТИВНОСТ $^{137}$Cs У МЛЕКУ И МЛЕЧНИМ ПРОИЗВОДИМА У СРБИЈИ ТОКОМ 2016. ГОДИНИ 57
ПРАЋЕЊЕ ПРОМЕНЕ САДРЖАЈА УРАНА У ВОДИ ЗА ПИЋЕ ИЗ БЕОГРАДСКОГ ВОДОВОДА ТОКОМ ВИШЕГОДИШЊЕГ ПЕРИОДА 61
ДИСТРИБУЦИЈА ПРИРОДНИХ РАДИОНУКЛИДА У ОБРАДИВОМ ЗЕМЉИШТУ ЈУГОИСТОЧНОГ БЕОГРАДА 72
ГЕОХЕМИЈСКО РАДИЈАЦИОНО ОПТЕРЕЋЕЊЕ ОБАЛСКИХ ПРОФИЛА У СЛИВУ ЈУЖНЕ МОРАВЕ 79
ДИСТРИБУЦИЈА МАСЕНИХ КОНЦЕНТРАЦИЈА КАЛИЈУМА, ТОРИЈУМА И УРАНИЈУМА У ЗЕМЉИШТУ СА ТЕРИТОРИЈА ВЕЋИХ ГРАДОВА СРБИЈЕ 87
*NATURAL AND ARTIFICIAL RADIONUCLIDES IN MOSS SAMPLES FROM THE REGION OF NORTHEN GREECE* 92
РАДИОАКТИВНОСТ У МАХОВИНАМА И ЛИШАЈЕВИМА САКУПЉЕНИМ 2015. ГОДИНЕ У НП ЂЕРДАП 99
ПРОСТОРНА ДИСТРИБУЦИЈА ПРИРОДНИХ РАДИОНУКЛИДА МЕРЕНА У СРБИЈИ УПОТРЕБОМ БИОМОНИТОРА 108
СЕЗОНСКЕ ПРОМЕНЕ АКТИВНОСТИ ПРИРОДНИХ РАДИОНУКЛИДА И ПРОИЗВЕДЕНОГ 137-$C_S$ У УЗОРЦИМА ЛИШЋА ЛИСТОПАДНОГ ДРВЕЋА 117
КОНЦЕНТРАЦИЈЕ РАДИОНУКЛИДА У УЗОРЦИМА БИЉАКА И ЗЕМЉИШТА СА ПОДРУЧЈА ПРИЗРЕНА 124
ИНТЕРНА КОНТРОЛА КВАЛИТЕТА КОРИШЋЕЊА РЕФЕРЕНТНИХ МАТЕРИЈАЛА 132
ОДРЕЂИВАЊЕ СПЕЦИФИЧНЕ АКТИВНОСТИ ТРИЦИЈУМА У УЗОРЦИМА ВОДЕ И ПАДАВИНА ИЗ ОКОЛИНЕ ЈП „НУКЛЕАРНИ ОБЈЕКТИ СРБИЈЕ” 136
*HOW TO ESTIMATE THE EFFECTIVE DOSE DUE TO INGESTION OF $^{14}C$* 143
УКУПНА АЛФА И БЕТА АКТИВНОСТ У ГЛИНИ И УТИЦАЈ ГЛИНЕ НА ДИНАМИКУ ОСЦИЛАТОРНЕ *BRIGGS-RAUSCHER* РЕАКЦИЈЕ 152

**РАДОН 159**

ИСТРАЖИВАЊЕ РАДОНА У СТАНОВИМА У ЦРНОЈ ГОРИ 161

ИСТРАЖИВАЊЕ КОНЦЕНТРАЦИЈЕ РАДОНА У ЗАТВОРЕНИМ ПРОСТОРИЈАМА У РЕГИОНУ ГОРЕ, КОСОВО И МЕТОХИЈА 167
КОНЦЕНТРАЦИЈА РАДОНА, ПРИРОДНИХ И ВЕШТАЧКИХ РАДИОНУКЛИДА У КРАГУЈЕВАЧКИМ ВРТИЋИМА 173
СТУДИЈА СЛУЧАЈА СЕЗОНСКЕ ВАРИЈАЦИЈЕ КОНЦЕНТРАЦИЈЕ РАДОНА У ПОРОДИЧНОЈ КУЋИ У СРБИЈИ 179
ПРОЦЈЕНЕ ГУСТИНЕ ФЛУКСА РАДОНА ИЗ ТЛА ЗА ТЕРИТОРИЈУ ЦРНЕ ГОРЕ 183
RADON IN SOIL GAS AND CONSTRUCTED GEOGENIC RADON POTENTIAL IN CROATIA 192
ИСТРАЖИВАЊЕ КОРЕЛАЦИЈА САДРЖАЈА РАДИОНУКЛИДА И ГЕОХЕМИЈСКИХ КАРАКТЕРИСТИКА ЗЕМЉИШТА ВОЈВОДИНЕ 200
КОРИШЋЕЊЕ МУЛТИВАРИЈАНТНЕ АНАЛИЗЕ ЗА ПРЕДВИЂАЊЕ ГЕОГЕНОГ РАДОНСКОГ ПОТЕНЦИЈАЛА 210
МЕРЕЊЕ ЕКСХАЛАЦИЈЕ РАДОНА ИЗ ГРАЂЕВИНСКИХ МАТЕРИЈАЛА 219
ИСПИТИВАЊЕ БРЗИНЕ ЕКШАЛАЦИЈЕ РАДОНА: УТИЦАЈ СПРАШЕНОСТИ И ВЛАЖНОСТИ УЗОРКА 225
ИСТРАЖИВАЊЕ КОНЦЕНТРАЦИЈЕ РАДОНА У ИЗВОРСКОЈ ВОДИ СА ПЛАНИНЕ ЈАСТРЕБАЦ 232

**ЗАШТИТА ОД ЗРАЧЕЊА У МЕДИЦИНИ 239**

МОНИТОРИНГ ДОЗЕ ЗА ОЧНО СОЧИВО У ИНТЕРВЕНТНОЈ РАДИОЛОГИЈИ И КАРДИОЛОГИЈИ 241
ПРОЦЕНА ДОЗЕ ЗА ОЧНО СОЧИВО ЗА ПРОФЕСИОНАЛНО ИЗЛОЖЕНА ЛИЦА ТОКОМ *CRT* ПРОЦЕДУРА 249
КОНТРОЛА КВАЛИТЕТА СТОМАТОЛОШКИХ РЕНДГЕН-АПАРАТА ЗА ПАНОРАМСКО СНИМАЊЕ ВИЛИЦЕ У РЕПУБЛИЦИ СРБИЈИ: ПРЕЛИМИНАРНИ РЕЗУЛТАТИ 254
ПРОЦЈЕНА ДОЗЕ ТЕРАПИЈСКОГ ЛИНЕАРНОГ АКЦЕЛЕРАТОРА ИЗВАН ПОЉА ЗРАЧЕЊА ПРИ КОРИШТЕЊУ РАЗЛИЧИТИХ ТЕХНИКА ЗРАЧЕЊА 259
СПЕКТРАЛНЕ КАРАКТЕРИСТИКЕ FFF ТЕРАПИЈСКИХ ФОТОНСКИХ СНОПОВА МЕРЕНЕ ФОТОАКТИВАЦИЈОМ $^{115M}$In 266
ИЗЛОЖЕНОСТ ПЕДИЈАТРИЈСКИХ ПАЦИЈЕНАТА У КТ ДИЈАГНОСТИЦИ У ЦРНОЈ ГОРИ 274

**ДОЗИМЕТРИЈА 281**

МОНТЕ КАРЛО СИМУЛАЦИЈА РАДИЈАЦИОНИХ ОШТЕЋЕЊА У ЗАШТИТНИМ МАТЕРИЈАЛИМА $^{241}$Am-Be НЕУТРОНСКОГ ИЗВОРА 283
КОНСТРУКЦИЈА СЕКУНДАРНОГ ЕТАЛОНА ЗА ВЕЛИЧИНУ ЛИЧНИ ДОЗНИ ЕКВИВАЛЕНТ $H_P(3)$ ПОМОЋУ МОНТЕ КАРЛО СИМУЛАЦИЈА 287
ПРОЦЕНА ИЗЛАГАЊА РАДИОЛОШКОГ ОСОБЉА У ДОМОВИМА ЗДРАВЉА 291
МЕРЕЊЕ АМБИЈЕНТАЛНОГ ЕКВИВАЛЕНТА ДОЗЕ ПАСИВНИМ ДОЗИМЕТРИМА ПРИЛИКОМ ИЗВОЂЕЊА ХБРН ОБУКЕ 297
ПРОВЕРА АПСОРБОВАНИХ ДОЗА У ВОДИ У РАДИОТЕРАПИЈСКИМ УСТАНОВАМА СРБИЈЕ У 2016. ГОДИНИ 302
РАДИОЛОШКА КАРАКТЕРИЗАЦИЈА ИНДУСТРИЈСКОГ ОБЈЕКТА – НЕКАДАШЊЕГ ПОГОНА ЗА ПРОИЗВОДЊУ ФОСФОРНЕ КИСЕЛИНЕ “ELIXIR ZORKA – MINERALNA ĐUBRIVA DOO ŠABAC” 307
ИНТЕРКОМПАРАЦИЈСКА МЈЕРЕЊА У ОБЛАСТИ ИСПИТИВАЊА РЕНДГЕН-АПАРАТА 315
ОДРЕЂИВАЊЕ ТРАНСФЕР КОЕФИЦИЈЕНАТА У БИОКИНЕТИЧКОМ МОДЕЛУ ЗА $^{90}$Y-DOTATOC ТЕРАПИЈУ 320

ПРОРАЧУН СПЕЦИФИЧНЕ АПСОРБОВАНЕ ФРАКЦИЈЕ У ПОЈЕДИНИМ ОРГАНИМА ЧОВЕЧЈЕГ ТЕЛА ПРИЛИКОМ ПРИМЕНЕ РАДИОФАРМАЦЕУТИКА $^{133}$Xe 328

**БИОЛОШКИ ЕФЕКТИ ЈОНИЗУЈУЋИХ ЗРАЧЕЊА 333**

ГЕНОТОКСИЧНИ МАРКЕРИ У ЛИМФОЦИТИМА ПЕРИФЕРНЕ КРВИ У ОДГОВОРУ НА ДЕЛОВАЊЕ ЈОНИЗУЈУЋЕГ ЗРАЧЕЊА 335
НАСЉЕДНИ ЕФЕКТИ ЈОНИЗУЈУЋЕГ ЗРАЧЕЊА – ПРОЦЈЕНЕ РИЗИКА 343

**РАДИОАКТИВНИ ОТПАД И ДЕКОНТАМИНАЦИЈА 351**

ИСПИТИВАЊЕ САДРЖАЈА РАДИОНУКЛИДА У ЛИШАЈЕВИМА ИЗ ХАНГАРА Х2 353
СТАБИЛНОСТ $Co^{2+}$, $Sr^{2+}$ И $Ni^{2+}$ ЈОНА СОРБОВАНИХ ОТПАДНИМ КЕРАМИЧКИМ ПЛОЧИЦАМА И ЦРЕПОМ 357
ПОРЕЂЕЊЕ СОРПЦИОНИХ АФИНИТЕТА РАЗЛИЧИТИХ ОТПАДНИХ МАТЕРИЈАЛА ПРЕМА ЈОНИМА $Sr^{2+}$ ИЗ РАСТВОРА 363
БИОСОРПЦИЈА $Mn^{2+}$ ЈОНА ИЗ ВОДЕНИХ РАСТВОРА 369
УКЛАЊАЊЕ, КОНДИЦИОНИРАЊЕ И СКЛАДИШТЕЊЕ ИСКОРИШТЕНИХ РАДИОАКТИВНИХ ИЗВОРА У ЦРНОЈ ГОРИ 375
УПРАВЉАЊЕ РАДИОАКТИВНИМ ОТПАДОМ У ИНСТИТУЦИЈАМА ЗДРАВСТВЕНЕ ЗАШТИТЕ 382

**РЕГУЛАТИВА, ЕДУКАЦИЈА И ЈАВНО ИНФОРМИСАЊЕ 389**

АРХУСКА КОНВЕНЦИЈА КАО ПУТОКАЗ ЗА ЗАШТИТУ ОД ЈОНИЗУЈУЋИХ ЗРАЧЕЊА ПОМОЋУ СЛОБОДНОГ ПРИСТУПА ИНФОРМАЦИЈАМА 391
*NEW INTERNATIONAL RECOMMEDATIONS AND REQUIREMENTS FOR NON-MEDICAL IMAGING EXPOSURE* 397
РАДИЈАЦИОНИ РИЗИК 403
О ГРАНИЦАМА САДРЖАЈА РАДИОНУКЛИДА У ХРАНИ И ХРАНИ ЗА ЖИВОТИЊЕ У НОРМАЛНИМ УСЛОВИМА 408
*STRENGHTENING NUCLEAR SECURITY CULTURE WITHIN PUBLIC COMPANY NUCLEAR FACILITIES OF SERBIA* 413
ЗНАЊЕ УЧЕНИКА СРЕДЊИХ ШКОЛА О ДЕЛОВАЊУ СУНЦА: ПОРЕЂЕЊЕ РЕЗУЛТАТА ИЗ 2008, 2012. И 2016. ГОДИНЕ 418

**МЕТОДЕ ДЕТЕКЦИЈЕ И МЕРНА ИНСТРУМЕНТАЦИЈА 427**

НИСКОФОНСКА ЛАБОРАТОРИЈА ИНСТИТУТА ЗА ФИЗИКУ - ПРВИХ ДВАДЕСЕТ ГОДИНА - 429
МОНТЕ КАРЛО СИМУЛАЦИЈА ФОНА *HPGE* ДЕТЕКТОРА ОД РАДИОНУКЛИДА, КОСМИЧКОГ И *SKYSHINE* ЗРАЧЕЊА 438
УТИЦАЈ КАЛИБРАЦИЈЕ ЕФИКАСНОСТИ НА ОДРЕЂИВАЊЕ КОНЦЕНТРАЦИЈЕ $^{7}$Be И $^{210}$Pb У ВАЗДУХУ 443
УТИЦАЈ УСИТЊЕНОСТИ УЗОРКА И ГЕОМЕТРИЈЕ МЕРЕЊА НА РЕЗУЛТАТЕ ИСПИТИВАЊА САДРЖАЈА РАДИОНУКЛИДА У УЗОРКУ ГРАНИТА 449
УТИЦАЈ МЕТОДЕ ПРИПРЕМЕ УЗОРАКА НА МЕРЕЊЕ НИСКИХ КОНЦЕНТРАЦИЈА РАДИОЦЕЗИЈУМА У ВОДИ – ПРЕГЛЕД РЕЗУЛТАТА ИНТЕРКОМПАРАЦИЈЕ 455
ВАРИЈАЦИЈЕ ПРИ ОДРЕЂИВАЊУ СПЕЦИФИЧНИХ АКТИВНОСТИ У УЗОРЦИМА ЗЕМЉИШТА ЗА РАЗЛИЧИТЕ ГЕОМЕТРИЈЕ И *HPGE* ДЕТЕКТОРЕ 462
КОНТРОЛА КВАЛИТЕТА ГАМА СПЕКТРОМЕТРИЈСКЕ МЕТОДЕ ОДРЕЂИВАЊА САДРЖАЈА РАДИОНУКЛИДА У УЗОРЦИМА ЗЕМЉИШТА И СЕДИМЕНАТА 467
*IN SITU AND LABORATORY GAMMA SPECTROMETRY MEASUREMENTS IN THE MOSS* 472

ПРИМЕНА МОНТЕ-КАРЛО СИМУЛАЦИЈА ЗА *IN-SITU* ГАМА СПЕКТРОМЕТРИЈУ 477
ПОРЕЂЕЊЕ МЕТОДА ЗА ИСПИТИВАЊЕ $^{226}$Ra У ВОДИ 482
РАДИЈУМ У ВОДИ: ДЕТЕКЦИЈА ВОЛУМИНОЗНИХ УЗОРАКА NaI ДЕТЕКТОРОМ ОБЛИКА ЈАМЕ 493
МЕТОДЕ МЕРЕЊА $^{222}$Rn У ВОДИ 500
ПОРЕЂЕЊЕ РЕЗУЛТАТА МЕРЕЊА КОНЦЕНТРАЦИЈЕ РАДОНА ПОМОЋУ УГЉЕНИХ КАНИСТЕРА И ТРАГ ДЕТЕКТОРА 507
ДИФУЗИЈА РАДОНА И ТОРОНА У ДИФУЗИОНИМ КОМОРАМА 513
ДИФРАКЦИОНА СЛИКА ТРАГОВА У ТРАГ ДЕТЕКТОРИМА 523
*COMPARISON OF METHODS FOR DETERMINATION OF BIOGENIC FRACTION IN LIQUID FUELS* 529
*RAPID LSC METHOD FOR DIRECT ALPHA/BETA MEASUREMENTS IN WATERS* 537
ОПТИМИЗАЦИЈА УСЛОВА МЕРЕЊА НА ТЕЧНОМ СЦИНТИЛАЦИОНОМ СПЕКТРОМЕТРУ ЗА ОДРЕЂИВАЊЕ ТРИЦИЈУМА У ВОДАМА НАКОН ОБОГАЋЕЊА 544
УТИЦАЈ ПРОМЕНА МИОНСКОГ ФЛУКСА НА НИВО ФОНСКЕ АКТИВНОСТИ У НИСКОФОНСКИМ ГАМА СПЕКТРОМЕТРИЈСКИМ МЕРЕЊИМА 551
ОДРЕЂИВАЊЕ ЕНЕРГЕТСКОГ СПЕКТРА НЕУТРОНА ПРИСУТНОГ У ГАМА СПЕКТРОМЕТРИЈСКИМ МЕРЕЊИМА СА ГЕРМАНИЈУМСКИМ ДЕТЕКТОРИМА 558
СЛУЧАЈНЕ КОИНЦИДЕНЦИЈЕ И КОМПТОНСКО РАСИЈАЊЕ КОД ВИШЕДЕТЕКТОРСКОГ СПЕКТРОМЕТРА ТИПА ПРИПЈАТ 564
ОДРЕЂИВАЊЕ КОРЕКЦИОНИХ ФАКТОРА ЗА КОИНЦИДЕНТНО СУМИРАЊЕ У СЛУЧАЈУ ТАЧКАСТОГ ИЗВОРА $^{88}$Y 574
РАЗЛИКА ИЗМЕЂУ ОДЗИВА RADFET У СТАТИЧКОМ И ДИНАМИЧКОМ ON-LINE МЕРНОМ СИСТЕМУ ПРИЛИКОМ ИЗЛАГАЊА ГАМА ЗРАЧЕЊУ $^{60}$Co 579

**НЕЈОНИЗУЈУЋА ЗРАЧЕЊА 587**

СТАТИСТИЧКА АНАЛИЗА РЕЗУЛТАТА МЕРЕЊА ИНТЕНЗИТЕТА ЕЛЕКТРИЧНОГ ПОЉА У ОКОЛИНИ БАЗНИХ СТАНИЦА 589
МЕРЕЊЕ ИЗЛАГАЊА СУНЧЕВОМ УЛТРАВИОЛЕТНОМ ЗРАЧЕЊУ: СТАРА ПЛАНИНА, СРБИЈА И ВАЛ СОНИ, ФРАНЦУСКА 600
КОНТИНУАЛНО МЕРЕЊЕ *UV* ЗРАЧЕЊА И ОЗОНА У СРБИЈИ 609

**ИНДЕКС АУТОРА 619**

**САДРЖАЈ 625**