

Универзитет у Новом Саду

Природно-математички факултет Департман за физику



## РАДИОЛОШКА БЕЗБЕДНОСТ ПИЈАЋИХ ВОДА

- Дипломски рад-

Ментори:

проф. др Наташа Тодоровић проф. др Сања Бијеловић *Кандидат:* Јелена Влаховић

Нови Сад, 2021.

Овим путем бих желела да се захвалим свом ментору, проф. др Наташи Тодоровић, на неизмерној помоћи, како приликом студирања тако и приликом израде овог рада.

Посебну захвалност дугујем и др Бранки Радуловић на помоћи око статистичке обраде података изнесених у овом раду.

Садржа	aj	3
УВОД		4
I. J 11	ОНИЗУЈУ ћЕ ЗРАЧЕЊЕ Алфа распал	3 6
1.1.	Бета распад	6
1.2.	Бота распад	0 8
1.J.	Емисија Гама зрачења	
2. 4	Наелектрисане честипе	10
2.2 Г	ама и ренлгенско зрачење	12
2.2.1	. Фотоелектрични ефекат	12
2.2.2	. Комптоново расејање	13
2.2.3	Стварање парова	14
3. N	ИЕТОДЕ ДЕТЕКЦИЈЕ РАДИОНУКЛИДА У УЗОРЦИМА ВОДА ТЕ	ЧНОМ
СЦИНТИЛАL	ционом спектрометријом	15
3.1.	Нискофонски течни сцинтилациони спектрометар Quantulus 1220 <sup>тм</sup>	15
3.2.	Мерење укупне α/β активности	20
3.2.1	. Стандардна ASTM D 7283-06 метода	20
3.2.2	. Директна метода	27
4. P	АДИОЛОШКА БЕЗБЕДНОСТ ВОДЕ ЗА ПИЋЕ	29
4.1.	Мониторинг воде за пиће	31
4.2.	Карактеристике метода за испитивање радионуклида у води	32
4.3.	Здравствена безбедност воде за пиће	33
4.4.	Процена здравственог ризика	35
4.5.	Израчунавање индикативне дозе	37
4.6.	Израчунавање ефективне дозе	38
4.7.	Одређивање ризика за добијање карцинома услед изотопа радијума 38	у води
5. P	ЕЗУЛТАТИ	39
5.1.	Геологија и хидрогеологија Срема	39
5.2.	Резултати испитивања	41
ЗАКЉ	УЧАК	46
БИОГР	РАФИЈА	47
Литера	тура	48

## Садржај

## УВОД

Квалитет и безбедност пијаће воде су од круцијалног значаја за људски развој и благостање, што је и препознато као основно људско право од стране Уједињених Нација. Обезбеђивање здравствено безбедне воде је један од најзначајних инструмената у промовисању здравља и смањивању сиромаштва.

Сам квалитет воде често је компромитован од стране људи и њихових активности. Нуклеарне технике су ту да нам дају увид у факторе квалитета воде, али и начине на који можемо одржавати квалитет воде, односно поправити загађену воду.

Када говоримо о здравствено безебедној води ми уствари подразумевамо одсуство микробиолошких, хемијских и физичких опасности које након изложености могу изазвати настанак обољења у популацији. Дужа изложеност здравствено небезбедној води може довести до поремећаја здравственог стања појединца. Посебном ризику изложене су труднице, дојлије, деца, стари и болесни, али и жене и девојке којима је здравствено безбедна вода неопходна за одржавање личне хигијене, а недостатак исте може довести до поремећаја здравља.

## 1. ЈОНИЗУЈУЋЕ ЗРАЧЕЊЕ

Радиоактивност је процес у ком долази до спонтане трансформације језгра приликом чега оно мења свој састав или енергетско стање. Са становишта радиоактивног распада, сва језгра можемо поделити у две групе: *стабилна и нестабилна (радиоактивна)*. Даље, радиоактивна језгра можемо поделити на *природна и вештачка*, односно она која су произведена у нуклеарним реакцијама. Сва ова језгра распадају се путем алфа или бета распада приликом чега долази до промене састава језгра. Као последица тога створено језгро се може налазити у побуђеном стању и емисијом гама зрачења оно ће прећи у основно стање. Дакле, и алфа и бета распад праћени су емисијом гама зрачења, које је електромагнетне природе. Ове врсте распада се разликују по својој енергији и продорној моћи, па стога имају и различито дејство на жива бића.

Алфа зрачење може да буде заустављено листом папира и оно једва продире кроз спољне слојеве епитела на кожи. На основу тога можемо закључити да овај тип радијације није опасан уколико алфа честицу не унесемо у наш организам инхалацијом или ингестијом или уколико она не продре у тело кроз неку отворену рану, јер тада наноси велика оштећења. Бета радијација је продорнија у односу на алфа и она може да прође кроз један до два центиметра живог ткива. Док је у односу на претходне две врсте гама радијација најпродорнија и она пролази кроз сва тела изузев кроз дебеле плоче од олова или бетона. (Слика 1.1)



Слика 1. 1 Продорне моћи јонизујућег зрачења

Јонизујуће зрачење дефинише се као електромагнетно или честично зрачење које има способност да изазове јонизацију молекула у материјалу. Када говоримо о врстама јонизујућег зрачења разликујемо алфа, бета и гама зрачење, затим X (рендгенско) и космичко зрачење и неутроне. За потребе овог рада разматраћемо алфа, бета и гама зрачење.

#### 1.1. Алфа распад

Нека нестабилна тешка језгра прелазе у стабилно стање ниже енергије емисијом високо-енергетског пројектила који је уствари језгро хелијумовог атома, тј у свом саставу има два протона и два неутрона. Овај процес се назива алфа распад, а језгра хелијума која се том приликом емитују називају се алфа честице. Језгра која настају овим распадом одговарају елементу који се у периодном систему налази за два места померен ка нижим редним бројевима.

$${}^{A}_{Z}X \rightarrow {}^{A-4}_{Z-2}Y + {}^{4}_{2}He \tag{1.1}$$

Из закона одржања енергије добијамо релацију која мора бити задовољена како би до алфа распада дошло:

$$M(A,Z) = M(A-4,Z-2) + M({}_{2}^{4}He) + \frac{1}{a^{2}}Q_{a}$$
(1.2)

Последњи члан ове релације представља масени еквивалент енергије која се ослободи приликом алфа распада. Ова енергија се ослобађа у виду кинетичке енергије емитоване алфа честице и енергије узмака језгра. Сви атоми тежи од олова који се могу наћи у природи задовољавају овај енергетски услов.

Приликом алфа распада разликујемо два случаја. Први, једноставнији, јесте када након алфа распада језгро потомак настане у основном енергетском стању. Други случај се јавља када алфа честица не добије максималну енергију на располагању и тада језгро потомак настаје у побуђеном енергетском стању из ког емисијом гама зрачења прелази у основно енергетско стање.

Период полураспада алфа емитера се креће у веома широком интервалу од 10<sup>10</sup> година, па све до 10<sup>-7</sup>s. Спектри алфа емитера су дискретни и у већини случајева састоје се из само једне линије. Њихова енергија се креће у интервалу од 4MeV до 9MeV. (Крмар, 2013)

#### 1.2. Бета распад

Бета распад је један од најчешћих облика трансформације нестабилног језгра у изобарно језгро са наелектрисањем различитим за  $\Delta Z=\pm 1$ . У поређењу са алфа распадом,

знатно већи број језгара који се налази ван линије стабилности на неутрон-протонској шеми доживљава бета распад, независно од тога да ли су у питању лака или тешка језгра. Периоди полураспада познатих бета емитера крећу се у веома великом опсегу, као и укупна енергија која се ослабађа приликом овог распада, она се креће од 18 keV па све до 16.6 MeV. Важно је нагласити да приликом бета распада долази до трансформације појединачних нуклеона и до стварања честица које пре тога нису постојале у језгру. Разликјемо три типа бета распада, то су:  $\beta^{-}$ ,  $\beta^{+}$  и електронски захват (К захват). (Крмар, 2013)

Негативна бета честица ( $\beta^{-}$ ) је врло брзи електрон ког емитује језгро приликом бета-минус распада. Радиоизотопи који имају вишак електрона се обично распадају на овај начин. То значи да се емисија овог електрона дешава када се један неутрон из језгра трансформише у протон, који остаје у језгру, и електрон који напушта језгро као  $\beta^{-}$ честица. Осим овог електрона језгро емитује и антинеутрино, који са собом односи део енергије распада. Ова честица нема наелектрисање и практично је без масе, те нема утицаја на материју.

$${}^{A}_{Z}X \rightarrow {}^{A}_{Z+1}Y + e^{-} + \tilde{\nu} \tag{1.3}$$

Након бета минус распада број нуклеона је остао исти, а према томе и атомска маса, те се може рећи да у бета распаду учествују изобари.

Позитивна бета честица ( $\beta^+$ ) је врло брзи позитрон. То је честица која има идентичну масу као електрон, као и идентично наелектрисање, али супротног предзнака. Ову честицу емитују језгра са вишком протона, односно мањком неутрона. Овај процес се може објаснити претпоставком да се приликом позитронског распада један протон трансформише у неутрон.

$${}^{A}_{Z}X \rightarrow {}^{A}_{Z-1}Y + e^{+} + \nu \tag{1.4}$$

Продукт овог распада је језгро које поседује један протон мање, али не долази до промене атомског броја.

И последња могућност јесте да нестабилно језгро захвати један од орбиталних електрона, најчешће оног са К-љуске. У том случају од једног протона и захваћеног електрона настане неутрон. Овај процес се назива електронски или К-захват.

$${}^{A}_{Z}X + e^{-} \rightarrow {}^{A}_{Z-1}Y + \nu \tag{1.5}$$

Продукт овог процеса има један протон мање у односу на почетно језгро, а редни број насталог елемента је за један мањи.

Као и у случају алфа распада, применом закона одржања енергије могу се добити услови под којима је бета распад могућ, али са мањом егзактношћу.

Експерименталним путем показано је да бета честице имају континуалан спектар.



Слика 1. 2 Шематски приказ енергијског спектра бета честица

Бета распади су показали да се елементарне честице могу претварати једна у другу, што се дешава посредством слабе силе (Крмар, 2013).

#### 1.3. Емисија гама зрачења

Након алфа и бета распада језгро најчешће не настане у свом основном енергетском стању, већ се налази у неком од побуђених стања. Међутим, ово је краткотрајно зато што језгро врло брзо пређе у основно енергетско стање. Та енергетска разлика се ослобађа у виду фотона и он се назива гама-фотон или гама-зрак.

У својој основи, гама зрачење је електромагнетно зрачење таласних дужина у распону од  $10^{-8}$  до  $10^{-10}$  сm. Енергија овог зрачења се креће у опсегу од десетак keV-а па све до отприлике 5MeV-а. Гама распад није распад у ужем смислу речи, зато што приликом њега, за разлику од алфа и бета распада, не долази до стварања новог елемента.

Прелаз са вишег побуђеног стања у основно енергетско стање се може одвити одједном или преко једне или више међустепеница. Том приликом долази до емисије више гама зрака различите енергије.

Језгро се не ослобађа увек вишка енергије емисијом гама зрачења, већ то може урадити и кроз процес унутрашње конверзије. У том случају језгро вишак енергије предаје свом К електрону или електрону са L или неке од виших љусака који тада добија довољно енергије да се ослободи из омотача и да напусти атом. На његово место тада долазе електрони са виших љуски, а разлика њихових енергија се ослобађа у виду карактеристичног Х-зрачења. Електрони који се овом приликом емитују називају се конверзиони електрони.



Слика 1. 3 Део енергетског спектра конверзионих електрона

На слици 1.3. можемо видети да је у спектру конверзионих електрона највећи интензитет линије коју чине избачени К електрони. Размак између К, L и М-електрона на енергетској скали одговара разлици између њихових везивних енергија. Унутрашња конверзија и емисија гама зрачења су међусобно конкурентни процеси. (Крмар, 2013)

Узимајући у обзир да су електромагнетне силе под чијим дејством долази до емисије гама зрачења јаче од слабих сила, гама распад је готово тренутан док је у односу на њега бета распад доста спорији. Међутим, могућ је и спор гама распад. Ово се јавља најчешће након бета распада када се језгро потомак налази у метастабилном стању и та језгра се називају изомерима.

Најпознатији изомер је техницијим (<sup>99m</sup>Tc). Он се користи у медицини зато што има довољно велику енергију да напусти тело пацијента, довољно мали период полураспада да не угрожава пацијента и емитује само гама зрачење.

## 2. ИНТЕРАКЦИЈА ЈОНИЗУЈУЋЕГ ЗРАЧЕЊА СА МАТЕРИЈОМ

Под појмом зрачења подразумевамо фотоне гама и закочног зрачења, као и наелектрисане или ненаелектрисане честице које поседују одређену кинетичку енергију. С обзиром да зрачење приликом проласка кроз неку материјалну средину у највећој мери врши јонизацију, оно се назива још и јонизујуће зрачење. И управо се путем јонизације највише врши интеракција зрачења са материјом. (Крмар, 2013)

Кроз процес јонизације појединачне честице зрачења предају своју енергију орбиталним електронима и том приликом се енергија честице смањи управо за онај износ који је предат електорну. Честице зрачења на овај начин троше своју енергију све до тренутка кад је она толико мала да јонизација више није могућа.

Основни механизми путем којих зрачење интерагује са материјом јесу јонизација и екситација, што су интеракције које се одвијају у атомском омотачу и то посредством електромагнетних сила. Уколико је средина кроз коју зрачење пролази жива материја важно је пратити ефекте и последице које оно изазива.

#### 2.1. Наелектрисане честице

Наелектрисане честице можемо поделити у две групе: лаке и тешке наелектрисане честице. У лаке наелектрисанечестице спадају електрони и позитрони, док тешке наелектрисане честице чине алфа честице, протони, деутерони, језгра трицијума, лаких елемената и огољена језгра неких тежих елемената.

Алфа и бета честице најчешће губе енергију међуделујући са електронским омотачима атома материје кроз коју пролазе. Мале порције њихове енергије троше се на ексцитацију и јонизацију електрона атома мете.

Због своје велике масе алфа честице готово да уопште не скрећу са пута приликом проласка кроз мету, те је њихова путања праволинијска. Укупна дужина коју алфа честица пређе приликом проласка кроз материју назива се домет алфа честице и он уједно представља и њену дубину продирања која је приближно једнака за све алфа честице исте енергије у истој материји. Домет алфа честица веће енергије већи је од домета алфа честица мањих енергија, али не износи више од пар центиметара у ваздуху. Експерименти су показали да количина наелектрисања које алфа честице стварају расте дуж њихове путање кретања да би на крају пута јонизација достигла максимум након чега би врло брзо пала на нулу. Максимум ове криве назива се Брагов пик (Слика 2.1).



Слика 2. 1 Број јонских парова створених у ваздуху дуж правца кретања снопа алфа честица

Са слика 2.1 видимо да је губитак енергије алфа честице обрнуто пропорционалан енергији коју поседује. Алфа честица створи највише јона на крају своје путање када јој је енергија најмања. При крају пута енергија алфа честице се толико смањи да она најпре захвати један па други електрон и на тај начин постане неутрални атом хелијума.

За разлику од алфа честица, маса бета честица једнака је маси орбиталних електрона са којима интерагују због чега оне врло лако бивају скренуте и имају изломљену путању. Због овога број бета честица у снопу није константан већ се знатно осипа. Такође, кроз своју интеракцију са орбиталним електронима оне могу изгубити знатан део своје енергије.

Бета честице исте енергије не морају имати исти домет, а још више им варира дубина продирања која је због њихове криволинијске путање увек мања од домета. Ипак, без обзира на ово, максимална дубина продирања бета честица у некој материји је значајно већа у поређењу са алфа честицама због њихове много мање специфичне јонизације.

Осим кроз интеракцију са електронским омотачем бета честице губе енергију и кроз интеракцију са језгром атома материје кроз коју пролазе. На овај начин се брзи електрони успоравају, а енергија им се ослобађа у виду електромагнетног зрачења високе енергије, односно Х-зрака или рендгенског зрачења. (Крмар, 2013)

#### 2.2 Гама и рендгенско зрачење

Х-зраци се од гама зрака разликују по природи настанка, али их одликује веома висока енергија те спадају у електромагнетно јонизујуће зрачење. Обе врсте зрачења можемо третирати као снопове фотоне који се крећу брзином светлости.

До интеракције између фотона и електрона, али и фотона и језгра може доћи само у уској области величине која се назива Комптонова таласна дужина. Она за електроне износи  $10^{-12}$ m, док је за нуклеоне више од два реда величине мања. Фотони се кроз интеракције које доживљавају не могу успорити, али им се не може одредити ни домет или дужина путање. За разлику од наелектрисаних честица, фотони могу у потпуности нестати уколико сву своју енергију предају електрону или ако створе електрон-позитрон пар. Уколико пак само део своје енергије предају електрону, они ће наставити да се крећу са мањом енергијом уз скретање са првобитне путање.

Ако посматрамо узак сноп фотона који пролази кроз неку материју, њихов број ће се смањивати са порастом дебљине материјала пошто ће остајати само они фотони који нису доживели никакву интеракцију. У најједноставнијем случају, када сви фотони имају исту енергију и пролазе кроз танак слој материјала дебљине dx, број фотона dN који нестане из снопа пропорционалан је броју упадних фотона N и броју атома у једини запремине n:

$$dN = \sigma \cdot N \cdot n \cdot dx \tag{2.1}$$

где <br/>  $\sigma$  представља ефикасни пресек као меру вероватноће да фото<br/>н буде уклоњен из снопа.

Производ ефикасног пресека о и броја атома по јединици запремине материјала кроз које зрачење пролази N назива се линеарни атенуациони коефицијент. Атенуациони закон има следећи облик:

$$N = N_0 e^{-\mu x} \tag{2.2}$$

где је N број фотона у снопу након проласка кроз слој неког материјала дебљине x, N<sub>0</sub> је почетни број фотона, а μ је линеарни атенуациони коефицијент.

Фотон може бити удаљен из снопа на неколико начина, то су: фотоелектрични ефекат, Томсоново, Рејлијево и Комптоново расејање, као и стварање пара. (Крмар, 2013)

#### 2.2.1. Фотоелектрични ефекат

Фотоелектрични ефекат је процес у ком фотон нестаје предајући сву своју енергију орбиталном електрону који се тада удаљи из атома са енергијом

$$\mathbf{E}_{\mathbf{e}} = E_f - E_v \tag{2.3}$$

где је  $E_f$  енергија коју је фотон имао пре интеракције, а  $E_v$  је енергија везе орбиталног електрона који може бити K, L, M, N итд.



Слика 2. 2 Зависност ефикасног пресека за фотоефекат од енергије упадног фотона

Да би дошло до фотоефекта енергија упадног фотона мора бити већа од енергије везе електрона у омотачу атома, односно  $E_{\gamma} > E_i^{\nu}$ . Ефикасни пресек за фотоефекат се смањује са порастом енергије, уз неколико оштрих скокова на енергијама које одговарају енергијама везе орбиталних електрона (Слика 2.2). Што је енергија везе електрона ближа енергији фотона то је електрон чвршће везан, те је већа и вероватноћа одвијања фотоефекта.

Такође, вероватноћа фотоефекта расте са кубом атомског броја, те је према томе он вероватнији код тешких елемената са високим Z.

Као резултат фотоефекта у атомима се јављају непопуњена места у електронском омотачу што доводи до прегруписаваља електрона или њиховог преласка са виших на ниже ниове. Последица овога јесте емисија Х-зрака или Ожеових електрона. (Крмар, 2013)

#### 2.2.2. Комптоново расејање

Фотон високе енергије може да интерагује и са слободним електронима. Електрон тада прима део енергије  $E_{\gamma}$  и бива избачен из атома вршећи даље јонизацију док се фотон расејава и наставља своје кретање мењајући првобитну путању. Овај процес се назива Комптоново расејање. Расподела енергије се тада одвија на следећи начин:

$$E'_{\gamma} = \frac{E_{\gamma}}{1 + \alpha(1 - \cos\theta)}$$
(2.4)

$$T_e = E_{\gamma} - E_{\gamma}' \tag{2.5}$$

где је Е<sub> $\gamma$ </sub> енергија упадног  $\gamma$ -зрака, T<sub>e</sub> је енергија расејаног електрона,  $\alpha = \frac{E_{\gamma}}{mc^2}$ , а  $\theta$  је угао између правца упадног и расејаног фотона.

У случају фотона малих енергија вероватноћа расејања је симетрична, односно једнака је вероватноћа да се фотона расеје унапред као и уназад. Међутим, са порастом енергије та дистрибуција се помера ка напред, да бисмо за веома високе енергије фотона имали случај да се готово сви расеју ка напред. Вероватноћа за одвијањем Комптоновог ефекта смањује се са порастом енергије, али у мањој мери него што је то случај код фотоелектричног ефекта.

#### 2.2.3. Стварање парова

У случају фотона веома високих енергија може доћи до стварања пара електронпозитрон приликом чега фотона у потпуности ишчезава. Да би до овог процес уопште дошло неопходно је да фотон има минималну енергију од 1.022 MeV, што одговара двострукој маси мировања електрона. Стварање се одвија у Кулоновом пољу језгра. С обзиром да је позитрон античестица овај процес увек прати и анихилација, односно нестанак и електрона и позитрона уз емисију два гама фотона енергија од по 0.511 MeV. Ови фотони се емитују под углом од 180°.

Вероватноћа за одвијање овог процеса расте са порастом енергије до одређене вредности након чега задржава константну вредност. (Крмар, 2013)

## 3. МЕТОДЕ ДЕТЕКЦИЈЕ РАДИОНУКЛИДА У УЗОРЦИМА ВОДА ТЕЧНОМ СЦИНТИЛАЦИОНОМ СПЕКТРОМЕТРИЈОМ

Течна сцинтилациона спектроскопија (Liquid Scintilation Counting - LSC) је популарна метода која се користи за детекцију природних и антропогених радионуклида и њихове квантитативне анализе. LSC квантитативна анализа радиоактивности заснива се на појави флуоресцентне емисије у растворима органских једињења приликом њиховог излагања нуклеарној радијацији. Ово се одвија кроз механизам резонантног енергетског трансфера од побуђених молекула растварача до растворених молекула. Флуоресцентну светлост, која се јавља као последица деексцитације органских молекула, можемо конвертовати у електричне импулсе помоћу фотомултипликаторских цеви. Течни сцинтилациони бројач се састоји од сцинтилатора, фотомултипликатора и електронског уређаја за појачавање и обраду импулса.

Примена  $\alpha/\beta$  спектроскопије на течним сцинтилационим бројачима са собом носи низ предности попут:  $4\pi$  геометрија узорка, нема појаве самоапсорпције у узорцима, висока ефикасност детекције, једноставна припрема, аутоматизација мерења великог броја узорака што укључује и компјутерску обраду података, симултано прикупљање  $\alpha/\beta$ спектара са њиховом дискриминацијом помоћу PSA (Pulse Shape Analysis) кола уз могућност одређивања енергије радиоактивног зрачења, низак ниво позадинског зрачења уз велику осетљивост на детекцију  $\alpha$ -честица, велика брзина и кратко време разлагања. (Стојковић, 2015)

# 3.1. Нискофонски течни сцинтилациони спектрометар Quantulus 1220<sup>TM</sup>

Помоћу овог спектрометра могу се испитивати веома ниски нивои алфа и бета активности у узорцима у течном агрегатном стању. Детектор Quantulus  $1220^{\text{TM}}$  који је коришћен у овом раду представљен је на слици 3.1. Димензије детектора су 1,01x1,56x0,92 m<sup>3</sup> и масе око 1000 кг. Користи се за детекцију α- и β- зрачења, Черенковљевог зрачења, Х-зрака, Ожеових електрона, луминесценције и γ-зрачења. Чињеница да је конструисан од нискоактивних материјала омогућава да се помоћу њега врше мерења ниских нивоа радиоактивности у околини, мерења природних нивоа <sup>3</sup>Н, као и датирање изотопом <sup>14</sup>С.

Узорци за мерење се припремају у бочицама (виалима) чија запремина не прелази 20ml. Они се обично мере у циклусима по неколико пута, те се на крају мерења одређује просечна вредност одброја за сваки узорак. Могуће је задати и различито време мерења индивидуално за сваки узорак. Приликом мерења заједно са испитиваним узорцима мере се и калибрациони станадарди, као и неактивни узорци. На овај начин, ефикасност и ниво

позадинског зрачења могу се проверити приликом мерења непознатих узорака, што омогућава мониторинг стабилности и узорака и самог инструмента, као и детекцију евентуалних варијација позадинских ефеката.



Слика 3. 1 Изглед детектора Quantulus 1220<sup>TM</sup>

Quantulus садржи два дуално програмибилна вишеканална анализатора, где један служи као активна заштита док други бележи спектре. Они су подељени на две половине и омогућавају симултано мерење четири спектра. Вишеканални анализатор приказује податке као спектар амплитуда импулса по енергетским каналима.

Како би Quantulus радио у режиму који подразумева низак праг детекције, он у себи поседује системе пасивне и активне редукције фонског зрачења око коморе са мерним виалима (слика 3.2). Узорак који се мери смешта се у комору између две фотомултипликаторске цеви.

Пасивну оловну заштиту чине масивна асиметрична заштита тежине 630 kg направљена од олова са ниским нивоом радиоактивности, која апсорбује већину γ-зрачења из околине, као и меку мионску компоненту космичког зрачења, затим слој бакра који атенуира Х-зрачење и слој кадмијума који апсорбује термалне неутроне. Оловна заштита је најдебља директно изнад саме коморе за мерење, око 20 cm, зато што је ту највећи интензитет космичког зрачења. Терестријално зрачење са доње стране коморе атенуира се заштитом дебљине 15 cm, док су бочне стране заштићене слојем олова дебљине 7-11 cm. Пасивна заштита не уклања тврду мионску компоненту космичког зрачења, ни високоенергетско γ-зрачење.



Слика 3. 2 Шема детекторске коморе са активном и пасивном заштитом (Тодоровић, Николов, Стојковић, 2018)

Активна заштита се заснива на анти-Компонској технологији и отклања сигнале који се региструју од узорка, али су пореклом од γ-зрака из околине и 100% миона енергија реда величине GeV-а чији флукс може варирати у зависности од промена атмосферског притиска и влажности ваздуха. Уколико мерења трају довољно дуго, није потребно кориговати атмосферски притисак у Quantulusu. Активна заштита се састоји од симетричног штита са течним сцинтилатором на бази минералног уља који представља вето детектор, што се види на слици 3.2. Према томе, два фотомултипликатора која се налазе око оловне заштите служе да детектују позадинске ефекте, док два засебна РМТ-а око коморе са узорком броје коинцидентне догађаје.

Уколико јонизујуће зрачење приликом проласка кроз детектор ствара ексцитоване атоме и молекуле, они у активној заштити изазивају сцинтилације које се могу детектовати и у РМТ цевима око узорка. Импулс тада у заштитном детектору активира логички сигнал. Ако је сигнал из детектора узорка у коинциденцији са импулсом који региструју две РМТ цеви, то се може искористити на два начина: први је да се спречи A/D конверзија импулса, а други је да се изабере половина меморије вишеканалног анализатора и омогући да други конвертовани импулс буде смештен у другом делу MCA, чинећи спектар позадинског зрачења.

Функционисање активне заштите и мониторинг интензитета позадинског зрачења се може вршити на два начина. Прва конфигурација подразумева да MCA 2 мери енергетски спектар позадинског зрачења у заштити, док други део анализатора мери импулсе из PMT-а око узорка који су у коинциденцији са импулсима детектора око активне заштите, док се у првом делу мере сви остали антикоиинцидентни импулси. Друга конфигурација користи логички сигнал из заштите као меморијски подељен сигнал за први дуални вишеканални анализатор MCA 1. У том случају први део MCA 1 садржи спектар узорака у антикоинциденцији са заштитом, а други део садржи спектар импулса из детектора активне заштите који су у коинциденцији са заштитом. (Тодоровић, Николов, Стојковић, 2018)

Корисницима су доступна два кола анализе импулса: анализатор облика импулса (*Pulse Shape Analysis*, PSA) и компаратор облика импулса (*Pulse Amplitude Comparator*, PAC).

Функција PSA кола. У литератури се могу пронаћи истраживања која потврђују да је одложена компонента функција броја синглетних и триплетних ексцитованих стања  $\pi$ -електрона који се генеришу проласком јонизујућег зрачења кроз сцинтилациони коктел (Тодоровић, Николов, Стојковић, 2018). Том приликом  $\alpha$ -честице продукују више триплетних стања у односу на лаке  $\beta$ -честице, што значи да мерење времена трајања или дужине импулса уствари представља основ за симултано мерење чистих  $\alpha$ - и  $\beta$ -спектара неког узорка.



Слика 3. 3 Облици нормираних импулса за α- и β-догађаје у општем случају (Тодоровић, Николов, Стојковић, 2018)

Функција РАС кола. Оно смањује компоненту позадинског зрачења која је изазвана мешањем електромагнетних сигнала из фотомултипликаторских цеви у току LSC мерења. Већина позадинских догађаја у овим мерењима последица су флуоресценције и Черенковљевог зрачења у фотомултипликаторима. Оно што је заједничко за све овакве догађаје јесте да садрже компоненту са релативно великом амплитудом погођеног РМТ-а и малу амплитуду из другог PMT-а, зато што друга цев такоће може детектовати неке фотоне. Коинцидентни импулс састоји се из излазних компоненти са оба РМТ-а. Однос амплитуда ове две компоненте ће се налазити у опсегу између 0 и 1. У зависности од конвенције коју одаберемо, тај однос може бити већи или мањи од 1. У складу са овим, односи мањи од 1, односно већи од 1 односи коинцидентних сигнала биће распоређени ближе јединици, коинциденција остварених много за разлику ΟД међу

фотомултипликаторима. РАС овде игра улогу дискриминатора. Дакле, што је виши РАС селектован то амплитуде сигнала из појединачних РМТ-а морају бити ближе како би детектовани коинцидентни импулси били прихваћени. Оптимално подешен РАС налазимо мерењем референтног стандарда изотопа ког испитујемо, као и одговарајућег неактивног узорка на разним РАС нивоима, а најбољи ниво ће бити онај са највећом FOM вредности. Figure OfMerit (FOM) је параметар који одређује квалитет мерења за одабрани регион:

$$FOM [min] = \frac{(\varepsilon [\%])^2}{R_B [min^{-1}]}, \qquad (3.1)$$

где је  $R_B$  одброј background-а и  $\varepsilon$  је ефикасност детекције.

Корекција пригушења. Пригушење представља интерференцију при конверзији енергије нуклеарних распада у светлост коју емитије бочица са радиоактивним узорком. Разликујемо три врсте пригушења, то су јонизационо, хемијско и обојено (Слика 3.4). Сваки губитак енергије приликом њеног преноса резултоваће смањењем интензитета фотона, односно сцинтилација и самим тим и ефикасност детекције радионуклида у сцинтилационом узорку опада.



Слика 3. 4 Шематски приказ сцинтилационог процеса уз пригушење у LS бројачу (Тодоровић, Николов, Стојковић, 2018)

Јонизационо пригушење представља редукцију броја густо побуђених молекула сцинтилационог коктела због њихове интеракције. Као последица овога, јавља се јонизација генерисана од стране нуклеарног зрачења уз редукцију интензитета фотона. Најчешћи вид пригушења који се јавља јесте хемијско пригушење и оно уједно има и највећи утицај на ефикасност бројања. Приликом преноса од растварача до раствореног сцинтилатора долази до делимичне апсорпције енергије нуклеарног распада од стране молекула пре њихове конверзије у фотоне због чега се као последица смањује и резултујући интензитет светлости који се детектује у РМТ цевима. Обојено пригушење се може уочити зато што узорак није транспарентан, а представља атенуацију фотона у процесима апсорпције или расејање фотона пре њихове детекције, што поново има за последицу редуковану детрекцију у фотомултипликаторима.

Корекција пригушења се врши методом екстерног стандарда, мерењем параметра пригушења, SQP (E), Spectral Quench Parameter of the External standard. Најпре је потребно направити калибрационе криве зависности ефикасности детекције од степена пригушења.

Ова корекциона крива добија се мерењем сета стандарда, серије узорака који садрже исти радионуклид у сцинтилационом коктелу, са истим концентрацијама активности, али различитим степенима пригушења. (Тодоровић, Николов, Стојковић, 2018)

#### 3.2. Мерење укупне α/β активности

Мерење укупне алфа/бета активности у узорцима воде спроводи се ради процене да ли узорак треба подвргнути додатним анализама специфичним нуклеарним методама, а све због присуства дугоживећих емитера ( $^{238}$ U,  $^{234}$ U,  $^{226}$ Ra,  $^{210}$ Po) као и других радионуклида ( $^{40}$ K,  $^{210}$ Pb,  $^{228}$ Ra) у води. Светска здравствена организација прописала је референтну дозу од 0,1 mSv примљену конзумирањем пијаћих вода, са максимално препорученим границама од 0,5 Bq l<sup>-1</sup> за укупну алфа активност и 1 Bq l<sup>-1</sup> за укупну бета активност (WHO, 2017). Док према европским регулативама те границе износе 0,1 Bq l<sup>-1</sup> за укупну алфа и 1 Bq l<sup>-1</sup> за укупну бета активност (2013/51/EURATOM). Да би неки аналитички метод мерења био валидан препорука је да се постигну лимити детекцији који износе барем 0,04 Bq l<sup>-1</sup> за укупну алфа активност и 0,4 Bq l<sup>-1</sup> за укупну бета активност (2013/51/EURATOM).

Референтне вредности прописане у Републици Србији Правилником 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 поклапају се са оним вредностима прописаним од стране европске регулативе. Укупна алфа активност обухвата активност свих алфа емитера сем радона, док укупна бета активност обухвата све бета емитере изузев <sup>3</sup>Н и <sup>14</sup>С. У случају да измерене вредности премашују границе параметарске вредности која износи 0,1 mSv годишње, неопходно је извршити додатне анализе ради идентификације радионуклида и одређивања њихових појединачних активности. (Тодоровић, Николов, Стојковић, Бијеловић, Лучић, 2020)

#### 3.2.1. Стандардна ASTM D 7283-06 метода

ASTM метода (ASTM International D 7283-06, 2007) примењује се за одређивање концентрације активности  $\alpha$ -емитера изнад 0,037 Bq l<sup>-1</sup> и  $\beta$ -емитера са концентрацијом активности изнад 0,150 Bq l<sup>-1</sup>. Овом методом није могуће одредити који радионуклиди су присутни и у којој мери у анализираном узорку. Резултати мерења зависе од тога да ли се узорак мери одмах по припреми, у том случају се индентификују и кратко-живећи радионуклиди, или се мери касније како би се мерили радионуклиди који су у равнотежи.

Припрема узорка. Одмах по узорковању, или најдуже 5 дана након истог, узорак воде се конзервира 2 М азотном киселином (5-10 ml 2 M азотне киселине по литру узорка) како би се pH вредност довела до ≤2. Узорак воде се затим филтрира кроз 0,45 µm филтерпапир. Закишељени узорак се чува најмање 16h пре почетка анализирања, а најдуже 4 дана након чега је потребно поново измерити pH вредност и евентуално поново додати 2 M азотну киселину. Узорак се затим полако упарава до запремине 4-5 ml, након чега се пребаци у сцинтилациону бочицу и допуни са 0,1 M HNO<sub>3</sub> након чега се упарава до сувог остатка. Маса сувог остатка се бележи и користи као параметар пригушења, QIP, те се раствара са 5 ml 0,1 M HNO<sub>3</sub> након чега му се додаје 15 ml сцинтилационог коктела. Узорак треба да буде бистар, хомогени раствор, без видљиве фазне сепарације. Он се потом мери у претходно калибрисаном сцинтилационом бројачу.

За а-калибрацију препоручени су радионуклиди <sup>241</sup>Am, <sup>239</sup>Pu, <sup>230</sup>Th као и изотопи урана заступљени у природи (<sup>234</sup>U, <sup>235</sup>U, <sup>238</sup>U), док су за β-калибрацију препоручени <sup>90</sup>Sr/<sup>90</sup>Y и <sup>137</sup>Cs/<sup>137m</sup>Ba.

Подешавање оптималног PSA параметра. Најпре је потребно пронаћи радну вредност PSA параметра која омогућава симултано мерење  $\alpha/\beta$  спектра. Процес калибрације подразумева снимање спектра стандарда при различитим PSA нивоима. Spillover фактори  $\tau_{\alpha}$ , који представља проценат погрешно класификованих  $\alpha$ -догађаја у  $\beta$ -MCA и  $\tau_{\beta}$ , који представља проценат погрешно класификованих  $\beta$ - догађаја у  $\alpha$ -MCA, рачунају се за сваки PSA ниво на следећи начин:

$$\tau_{\alpha}[\%] = \frac{\alpha \ odbroj \ u \ \beta \ prozoru}{ukupni \ \alpha \ odbroj} \cdot 100 , \qquad \tau_{\beta}[\%] = \frac{\beta \ odbroj \ u \ \alpha \ prozoru}{ukupni \ \beta \ odbroj} \cdot 100.$$
(3.2)

За минимум интерференције  $\alpha/\beta$  догађаја бирамо случај када  $\tau_{\alpha}=\tau_{\beta}$ , што још називамо и spillover factor или misclassification factor  $\tau$  [%] за дату хемијску композицију. Максимална граница интерференције при одређивању активности узорка постављена је на 5% (ISO 11740, 2010).

Како би се обезбедило разликовање  $\alpha$  и  $\beta$  догађаја у спектру и додатно редуковали позадински ефекти, PSA се подешава снимањем кривих  $\tau$ =f(PSA) помоћу калибрационих спектара чистих алфа и чистих бета емитера, што је и приказано на слици 3.5.



Слика 3. 5 Подешавање PSA параметра. График приказује део са пресеком т<sub>а</sub> и т<sub>β</sub> кривих на PSA=65 вредности (Тодоровић, Николов, Стојковић, 2018)

PSA дискриминатор се надаље, при мерењу непознатих узорака, увек поставља на ту оптималну вредност добијену у пресеку кривих и представља радну вредност PSA параметра.

Оптимална вредност PSA карактеристична је за одређени тип виала, затим сцинтилациони коктел и у зависности од употребљеног коктела вредност може варирати, што и видимо у табели 3.1, као и за хемијски састав узорка и сходно томе је треба и подесити. Оно што највише утиче на PSA параметар јесте ниво и пригушења у узорку, као и врста и енергија калибрационог радионуклида.

Сцинтилациони коктел	PSA вредност	Spillovert [%]
UltimaGold LLT	65	0,354
OptiPhaseHiSafe 2	69	0,294
OptiPhaseHiSafe 3	68	0,524
UltimaGold AB	65	0,410

Табела 3. 1 Оптимална вредност PSA параметреа и одговарајуће вредности spillover фактора τ [%] за различите комерцијално доступне сцинтилационе коктеле (Тодоровић, Николов, Стојковић, 2018)

**Калибрација система.** Сцинтилациони бројач се калибрише тако што се одређује ефикаснот детекције  $\alpha$ -честице у  $\alpha$ -ROI (Region OfInterest), ефикасност детекције  $\alpha$ -честице у  $\beta$ -ROI, ефикасност детекције  $\beta$ -честице у  $\beta$ -ROI, и од аразличите масе сувог остатка калибрационог извора у распону од 0 до 500 mg. У ту сврху припреме се по шест  $\alpha$ - и  $\beta$ - калибрациониих стандарда чистих алфа и чистих бета емитера, активности ~200 Bq са 0-500 mg резидуалне масе. Стандарди се припреме према ASTM методи. Неактивни узорци се припреме тако да маса сувог остатка коју садрже буде што приближнија резидуалним масама као и за алфа и бета калибрационе стандарде. Они се потом мере у течном сцинтилационом бројачу и дужина трајања мерења се одређује тако да релативна стандардна несигурност буде  $\leq 1\%$ . Оптимални фактор се поставља тако да фактор доброте буде што већи и да сви радионуклиди од интереса буду обухваћени тим регионом. За смесу од 5 ml узорка и 15 ml сцинтилатора подешени су на каналима од 500 до 800 за алфа емитере и од 1 до 1000 за бета емитере.

Ефикасност детекције  $\alpha$ -честице у  $\alpha$ -ROI ( $\epsilon_{\alpha\alpha}$ ) и ефикасност детекције  $\alpha$ -честице у  $\beta$ -ROI ( $\epsilon_{\alpha\beta}$ ) за сваки од  $\alpha$ -калибрационих стандарда рачуна се према:

$$\varepsilon_{\alpha\alpha} = \frac{R_{\alpha\alpha} - R_{\alpha b}}{c_{\alpha} V_{s\alpha}},\tag{3.3}$$

$$\varepsilon_{\alpha\beta} = \frac{R_{\alpha\beta} - R_{\betab}}{c_{\alpha} V_{s\alpha}},\tag{3.4}$$

Где су:

 R<sub>αα</sub>[s<sup>-1</sup>] – одброј калибрационог стандарда (α-емитера) у α-ROI

 R<sub>αb</sub> [s<sup>-1</sup>] – одброј матрице која садржи приближно једнаку резидуалну масу сувог остатка

 као и калибрациони стандард са α-емитером у α-ROI

 R<sub>αβ</sub>[s<sup>-1</sup>] – одброј калибрационог стандарда (α-емитера) у β-ROI

 R<sub>βb</sub> [s<sup>-1</sup>] – одброј матрице која садржи приближно једнаку резидуалну масу сувог остатка

 као и калибрациони стандард са α-емитером у β-ROI

 R<sub>βb</sub> [s<sup>-1</sup>] – одброј матрице која садржи приближно једнаку резидуалну масу сувог остатка

 као и калибрациони стандард са α-емитером у β-ROI

 с<sub>α</sub> [Bq ml<sup>-1</sup>] – концентрација активности референтног α-стандарда

 V<sub>sα</sub> [ml] – запремина референтног α-стандарда спајкованог у виалу

Ефикасност детекције β-честице у β-ROI (ε<sub>ββ</sub>) и ефикасност детекције β-честице у α-ROI (ε<sub>βα</sub>) за сваки од β-калибрационих стандарда рачуна се према:

$$\varepsilon_{\beta\beta} = \frac{R_{\beta\beta} - R_{\betab}}{c_{\beta}V_{s\beta}},\tag{3.5}$$

$$\varepsilon_{\beta\alpha} = \frac{R_{\beta\alpha} - R_{\alpha b}}{c_{\beta} V_{s\beta}},\tag{3.6}$$

Где су:

 $R_{\beta\beta}$  [s<sup>-1</sup>] –одброј калибрационог стандарда ( $\beta$ -емитера) у  $\beta$ -ROI

 $R_{\beta b}$  [s<sup>-1</sup>] –одброј матрице која садржи приближно једднаку масу резидуалног остатка као и калибрациони стандард са  $\beta$ -емитером у  $\beta$ -ROI

 $R_{\beta\alpha}$  [s<sup>-1</sup>] –одброј калибрационог стандарда ( $\beta$ -емитера) у  $\alpha$ -ROI

 $R_{\alpha b}$  [s<sup>-1</sup>] –одброј матрице која садржи приближно једнаку резидуалну масу сувог остатка као и калибрациони стандард са  $\beta$ -емитером у  $\alpha$ -ROI

 $c_{\beta}$  [Bq ml<sup>-1</sup>] -концентрација активности референтног  $\beta$ -стандарда

*V*<sub>sβ</sub> [ml] – запремина референтног β-стандарда спајкованог у виалу

Даље је потребно одредити spillover факторе у  $\alpha$ -у- $\beta$  ROI (X<sub> $\alpha$ </sub>) и  $\beta$ -у- $\alpha$  ROI (X<sub> $\beta$ </sub>) и њихове мерне несигурности,  $u^2(X\alpha) uu^2(X_{\beta})$ , који се одређују на следећи начин:

$$X_{\alpha} = \frac{\varepsilon_{\alpha\beta}}{\varepsilon_{\alpha\alpha}}, u^{2}(X_{\alpha}) = X_{\alpha}^{2} \left( \frac{u^{2}(\varepsilon_{\alpha\beta})}{\varepsilon_{\alpha\beta}^{2}} - \frac{u^{2}(\varepsilon_{\alpha\alpha})}{\varepsilon_{\alpha\alpha}^{2}} \right) , \qquad (3.7)$$

$$X_{\beta} = \frac{\varepsilon_{\beta\alpha}}{\varepsilon_{\beta\beta}}, u^{2}(X_{\beta}) = X_{\beta}^{2} \left( \frac{u^{2}(\varepsilon_{\beta\alpha})}{\varepsilon_{\beta\alpha}^{2}} - \frac{u^{2}(\varepsilon_{\beta\beta})}{\varepsilon_{\beta\beta}^{2}} \right),$$
(3.8)



у којима фигуришу ефиканости детекције, зависне од масе сувог остатка.

Слика 3. 6 Калибрација за рачун укупних α/β активности према ASTM методи (PSA=65, UltimaGold AB сцинтилациони коктел) (Тодоровић, Николов, Стојковић, 2018)

Квантитативно одређивање активности алфа и бета емитера присутних у мереном узорку. Нето одброј узорака у  $\alpha$ -ROI,  $R_{\alpha}$  [s<sup>-1</sup>], и његова грешка мерења  $u(R_{\alpha})$  [s<sup>-1</sup>] добијају се као:

$$R_{\alpha} = R_{\alpha\alpha} - R_{\alpha b}, u(R_{\alpha}) = \sqrt{\frac{R_{\alpha\alpha}}{t_s} + \frac{R_{\alpha b}}{t_b}}, \qquad (3.9)$$

где су:

 $R_{\alpha\alpha}$  [s<sup>-1</sup>] –одброј узорака у  $\alpha$ -ROI

 $R_{\alpha b}$  [s<sup>-1</sup>] –одброј background-а у  $\alpha$ -ROI

 $t_s$ ,  $t_b$  [s] -време мерења узорка и background-а, респективно.

Нето одброј узорка у  $\beta$ -ROI,  $R_{\beta}$  [s<sup>-1</sup>], и његова грешка мерења  $u(R_{\beta})$  [s<sup>-1</sup>], добијају се као:

$$R_{\beta} = R_{\beta\beta} - R_{\beta b}, \qquad u(R_{\beta}) = \sqrt{\frac{R_{\beta\beta}}{t_{\rm s}} + \frac{R_{\beta b}}{t_{\rm b}}}, \qquad (3.10)$$

где су:

 $R_{\beta\beta}[s^{-1}]$  –одброј узорка у  $\beta$ -ROI

 $R_{\beta b}$  [s<sup>-1</sup>] –одброј *background*-а у  $\beta$ -ROI.

Кориговани  $\alpha/\beta$  одброји -  $R'_{\alpha}$  і  $R'_{\beta}$  [s<sup>-1</sup>], а затим и стандарди несигурности ових коригованих одброја –  $u_{c}(R'_{\alpha})$  і  $u_{c}(R'_{\beta})$  [s<sup>-1</sup>] рачунају се на следећи начин:

$$R'_{\alpha} = \frac{R_{\alpha} - R_{\beta} X_{\beta}}{1 - X_{\alpha} X_{\beta}}, \qquad u_{c}(R'_{\alpha}) = \sqrt{\frac{u^{2}(R_{\alpha}) + X_{\beta}^{2} u^{2}(R_{\beta}) + R'_{\alpha}^{2} X_{\beta}^{2} u^{2}(X_{\alpha}) + R'_{\beta}^{2} u^{2}(X_{\beta})}{1 - X_{\alpha} X_{\beta}}}, \qquad (3.11)$$

$$R'_{\beta} = \frac{R_{\beta} - R_{\alpha} X_{\alpha}}{1 - X_{\alpha} X_{\beta}}, u_{c} \left( R'_{\beta} \right) = \sqrt{\frac{u^{2}(R_{\beta}) + X_{\alpha}^{2} u^{2}(R_{\alpha}) + R'_{\beta}^{2} X_{\alpha}^{2} u^{2}(X_{\beta}) + R'_{\alpha}^{2} u^{2}(X_{\alpha})}{1 - X_{\alpha} X_{\beta}}}$$
(3.12)

Укупна концентрација алфа активности и њена мерна несигурност добијају се на основу израза:

$$AC_{\alpha} = \frac{R_{\alpha'}}{\varepsilon_{\alpha\alpha} V}, u_{c}(AC_{\alpha}) = \sqrt{\frac{u_{c}^{2}(R_{\alpha}')}{\varepsilon_{\alpha\alpha}^{2}V^{2}} + AC_{\alpha}^{2}\left(\frac{u^{2}(V)}{V^{2}} + \frac{1 + X_{\alpha}X_{\beta}}{1 - X_{\alpha}X_{\beta}} \cdot \frac{u^{2}(\varepsilon_{\alpha\alpha})}{\varepsilon_{\alpha\alpha}^{2}}\right)},$$
(3.13)

где су:

*АС*<sub>α</sub> [Bq l<sup>-1</sup>] – укупна алфа концентрација активности узорка

V [l]– запремина узорка

 $u_c(AC_{\alpha})$  [Bq l<sup>-1</sup>] – комбинована стандардна несигурност укупне  $\alpha$ -активности узорка

Укупна концентрација бета активности и њена мерна несигурност добијају се на основу израза:

$$AC_{\beta} = \frac{R_{\beta'}}{\varepsilon_{\beta\beta} V} u_{c} \left( AC_{\beta} \right) = \sqrt{\frac{u_{c}^{2} \left( R_{\beta}^{\prime} \right)}{\varepsilon_{\beta\beta}^{2} V^{2}}} + AC_{\beta}^{2} \left( \frac{u^{2}(V)}{V^{2}} + \frac{1 + X_{\alpha} X_{\beta}}{1 - X_{\alpha} X_{\beta}} \cdot \frac{u^{2}(\varepsilon_{\beta\beta})}{\varepsilon_{\beta\beta}^{2}} \right)$$
(3.14)

где су:

 $AC_{\beta}$  [Bq l<sup>-1</sup>] – укупна бета концентрација активности узорка  $u_c(AC_{\beta})$  [Bq l<sup>-1</sup>] – комбинована стандардна несигурност укупне  $\beta$ -активности узорка

Стандардне несигурности које су условљене само статистиком бројања рачунају се на следећи начин:

$$u_{cC}(AC_{\alpha}) = \frac{\sqrt{u^2(R_{\alpha}) + X_{\beta}^2 u^2(R_{\beta})}}{\varepsilon_{\alpha\alpha} V (1 - X_{\alpha} X_{\beta})}, u_{cC}(AC_{\beta}) = \frac{\sqrt{u^2(R_{\beta}) + X_{\alpha}^2 u^2(R_{\alpha})}}{\varepsilon_{\beta\beta} V (1 - X_{\alpha} X_{\beta})}$$
(3.15)

Границе детекције укупних  $\alpha/\beta$  активности одређују се за сваки узорак појединачно. Поређењем нето  $\alpha$ -одброја  $R_{\alpha}$  [s<sup>-1</sup>] са критичном вредности нето одброја

коригованим *spillover* фактором  $R_{\alpha C}$  [s<sup>-1</sup>] одлучује се да ли је  $\alpha$ -активност детектована у неком узорку,

$$R_{\alpha C} = R_{\beta} X_{\beta} + 1.645 \sqrt{\frac{R_{\alpha+\beta} X_{\beta}}{t_{s}} + \left(R_{\alpha b} + X_{\beta}^{2} R_{\beta b}\right) \left(\frac{1}{t_{s}} + \frac{1}{t_{b}}\right)},$$
(3.16)

Где је: 
$$R_{\alpha+\beta} = \begin{cases} R_{\alpha} + R_{\beta} \text{ako je} R_{\alpha} + R_{\beta} \ge 0, \\ 0 & \text{ako je} R_{\alpha} + R_{\beta} < 0. \end{cases}$$

Уколико је  $R_{\alpha} > R_{\alpha C}$ ,  $\alpha$ -акитвност је присутна у узорку. Када се овај услов користи за одлуку о детекцији, рачуна се *а priori* минимална детектабилна концентрација (MDC) за  $\alpha$ -концентрацију активности:

$$MDC_{\alpha} = \frac{2.71 \frac{1 + X_{\alpha} X_{\beta}^{2}}{t_{s} \left(1 - X_{\alpha} X_{\beta}\right)} + 3.29 \sqrt{\frac{AC_{\beta} V \varepsilon_{\beta \alpha} \left(1 + X_{\beta}\right)}{t_{s}} + \left(R_{\alpha b} + X_{\beta}^{2} R_{\beta b}\right) \left(\frac{1}{t_{s}} + \frac{1}{t_{b}}\right)}{\varepsilon_{\alpha \alpha} V \left(1 - X_{\alpha} X_{\beta}\right)}, \qquad (3.17)$$

Где је:

 $AC_{\beta}$  [Bq l<sup>-1</sup>] – специфична укупна бета концентрација активности узорка (не-негативна)  $t_{\rm s}$ ,  $t_{\rm b}$  [s] – време мерења узорка и *background*-а, респективно  $\varepsilon_{\alpha\alpha}$  –ефикасност детекције  $\alpha$ -честице у  $\alpha$ -ROI  $\varepsilon_{\beta\alpha}$  –ефикасност детекције  $\beta$ -честице у  $\alpha$ -ROI ( =  $\varepsilon_{\beta\beta} \cdot X_{\beta}$ ) V [l] – запремина узорка

Поређењем нето  $\beta$ -одброја  $R_{\beta}$  [s<sup>-1</sup>] са критичном вредности нето одброја коригованом spillover фактором  $R_{\beta C}$  [s<sup>-1</sup>] одлучује се да ли је бета активност детектована у неком узорку,

$$R_{\beta C} = R_{\alpha} X_{\alpha} + 1,645 \sqrt{\frac{R_{\alpha+\beta} X_{\alpha}}{t_{s}} + \left(R_{\beta b} + X_{\alpha}^{2} R_{\alpha b}\right) \left(\frac{1}{t_{s}} + \frac{1}{t_{b}}\right)}$$
(3.18)

Уколико је  $R_{\beta} > R_{\beta C}$ ,  $\beta$ -активност је присутна у узорку. Када користимо претходни услов као одлуку о детекцији, рачунамо *а priori* минималну детектабилну концентрацију (MDC) за  $\beta$ -концентрацију активности:

$$MDC_{\beta} = \frac{\frac{2.71 \frac{1+X_{\beta}X_{\alpha}^{2}}{t_{s}\left(1-X_{\alpha}X_{\beta}\right)} + 3.29 \sqrt{\frac{AC_{\alpha}V \varepsilon_{\alpha\beta}(1+X_{\alpha})}{t_{s}} + \left(R_{\beta b} + X_{\alpha}^{2}R_{\alpha b}\right)\left(\frac{1}{t_{s}} + \frac{1}{t_{b}}\right)}{\varepsilon_{\beta\beta}V\left(1-X_{\alpha}X_{\beta}\right)}, \quad (3.19)$$

Где је:

 $AC_{\alpha}$  [Bq l<sup>-1</sup>] – специфична укупна алфа концентрација активности узорка (не-негативна)  $\varepsilon_{\beta\beta}$  – ефикасност детекције  $\beta$ -честице у  $\beta$ -ROI

 $\varepsilon_{\alpha\beta}$  –ефикасност детекције  $\alpha$ -честице у  $\beta$ -ROI ( =  $\varepsilon_{\alpha\alpha} \cdot X_{\alpha}$  ).

Корекције на пригушење. Главни проблем у овој методи јесте што ефикасност детекције зависи од масе сувог остатка, што представља ниво пригушења у узорку.

Међутим, опсег коресподентних SQP (Е) вредности је ограничен и не обухвата случајеве са повећаним пригушењем. Поред тога, са повећањем пригушења α-спектар се помера ка нижим каналима и смањује се по површини, те прозор детекције треба да покрије опсег алфа канала и при променама пригушења. Дужина импулса зависи од степена пригушења, односно што је пригушење веће, импулс је краћи. Познато је да пригушење има већи утицај на α- него на β-spillover. Уколико узорци имају приближно исти ниво пригушења нема потребе подешавати PSA ниво за сваки узорак понаособ. У случају већих разлика у степену пригушења примењују се следећа два приступа:

- 1. Подешавање PSA нивоа према нивоу пригушења. У присуству хемијских пригушења PSA ниво се мења. Код Quantulus-а важи да што је PSA ниво нижи, то је степен пригушења у узорку виши. У општем случају, агенси хемијског и обојеног пригушења различито утичу на PSA и spillover параметре. У случају вишег пригушења у литератури се закључује да се UltimaGold AB показао као најбољи избор сцинтилационог коктела (Тодоровић, Николов, Стојковић, 2018). Најчешћи хемијски агенс на којим се припремају корекционе криве је нитрометан. У литератури је такође закључено да се ефекти обојеног пригушења при нижим степенима не разликују од ефеката хемијског пригушења те да се могу употребити исте корекционе криве. Приликом анализе вода, идеално би било идентификовати о ком је пригушењу реч те сходно томе одабрати одговарајућу PSA-SQP(E) која је добијена са приближно истим хемијским саставом као узорак. Међутим, у пракси овај поступак и није могуће увек применити у слуачју великог броја узорака, те се углавном користи једна корекциона крива која је најпогоднија за највећи део узорака. Друга метода се користи у случају значајнијих разлика у матрицама између узорака и тада примењујемо методу додавања инертног стандарда у сваки узорак понаособ.
- 2. <u>Корекција ефикасности детекције.</u> Уколико се PSA остави на оптималној вредности за непригушене узорке, али се и узме у обзир да ефикасност детекције алфа честица опада са порастом степена пригушења, резултате је потребно кориговати помоћу калибрационе криве пригушења,  $\varepsilon = f(SQP(E))$ . Криве пригушења се добијају на основу бројања калибрационих стандарда на оптималном PSA параметру за дати сцинтилациони коктел, са растућим степеном пригушења које се додаје припремљеном стандарду. На овај начин би се на основу вредности SQP(E) узорака лако могла одредити ефикасност детекције у случају пригушених узорака.

#### 3.2.2. Директна метода

Директна метода је уствари модификована ASTM метода. Одређивање укупне алфа/бета активности у водама овом методом подразумева да се узорцима дода HNO<sub>3</sub> киселина, све док се не постигне pH≤2, и да се без икакве претходне припреме помешају са сцинтилационим коктелом. Овако припремљен узорак мора неколико сати стајати одложен у мраку како би се елиминисала хемилуминесценција, након чега се може мерити

у течном сцинтилационом бројачу. На овај начин, резултати мерења се могу добити свега неколико сати након узорковања, док се код ASTM методе чека и по две недеље. Ово је од пресудног значаја у случају нуклеарних акцидената, када је потребно брзо и ефикасно анализирање великог броја узорака. Ова метода је ипак ограничена само на screening тестове, зато што би дала веће MDA вредности и у алфа и у бета каналима, због чега је ASTM метода прихваћена као адекватна у оквиру континуираног мониторинга узорака у животној средини.

## 4. РАДИОЛОШКА БЕЗБЕДНОСТ ВОДЕ ЗА ПИЋЕ

У Републици Србији исправност воде за пиће регулисана је Законом о безбедности хране (Сл. Гласник РС бр. 41/2009), затим Законом о водама (Сл. Гласник РС бр. 30/2010, 93/2012 и 101/2016), Законом о јавном здрављу (Сл. Гласник РС 15/2016) и Правилником о хигијенској исправности воде за пиће (Сл. Лист СРЈ 42/1998, 44/1999 и 28/2019).

Како би се утврдила здравствена безбедност воде за пиће она пролази кроз низ обима анализа, "А", "Б", "В" и "Г". Према томе, када говоримо о радиолошкој безбедности воде за пиће, за нас је значајан "В" обим анализа који подразумева анализу више од 50 различитих микробиолошких, физичких и хемијских параметара у шта се убраја и одређивање укупне алфа активности и укупне бета активности. Ово се обавља једном годишње за нове изворе, односно у периоду од две до четири године за већ постојеће изворе. Према Правилнику 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 бр. 36/2018) границе садржаја радионуклида у води за пиће одређене су границом излагања јонизујућим зрачењима, осим ако није другачије прописано, као и количином воде која се конзумира у току године и једнаке су изведеним концентрацијама активности радионуклида у води за пиће. У случају да укупна алфа активност и укупна бета активност прелазе границу дозвољених вредности, тада вршимо идентификацију садржаја појединачних радионуклида који су заступљени. Воду за пиће не можемо забранити за конзумирање само на основу повећане концентрације укупне алфа и укупне бета активности ако претходно нисмо одредили садржај појединачних радионуклида. (Тодоровић, Николов, Стојковић, Бијеловић, Лучић, 2020)

Радионуклиди које можемо наћи у води за пиће могу бити природног и антропогеног порекла. Под природним подразумевамо земљишта и стене, док у антропогене убрајамо руднике, процесе ектракције угља, нафте и гаса, затим употребу ђубрива у пољопривреди и грађевинску индустрију (WHO, 2018). Од посебног значаја су радионуклиди који су природно настали и које се због свог порекла могу наћи у подземним водама, односно радионуклиди пореклом из торијумовог и уранијумовог радиоактивног низа ( $^{226}$ Ra,  $^{228}$ Ra,  $^{210}$ Po,  $^{210}$ Pb,  $^{222}$ Rn). Њихово понашање у води је комплексно и зависи од низа параметара квалитета воде (WHO, 2018). Радионуклиди антропогеног порекла које можемо пронаћи у води за пиће су  $^{134}$ Cs,  $^{137}$ Cs,  $^{90}$ Sr,  $^{131}$ I,  $^{3}$ H и  $^{14}$ C. Међутим, иако их можемо пронаћи у води, њихове концентрације су веома мале, те често испод граница детекције (WHO, 2018).

Ризик по здравље који се јавља као последица уноса радионуклида у организам путем воде је мали спрам оног који потиче од присуства различитих микроорганизама или хемијских опасности. Њихово присуство у води за пиће не доводи до акутних последица по здравље, осим уколико говоримо о екстремним ситуацијама (Тодоровић, Николов, Стојковић, Бијеловић, Лучић, 2020). На основу информација из UNSCEAR 2008, видимо да је типична доза коју човек прими пореклом од природних радионуклида унетих храном око 0,3mSv, при чему свега 0,01mSv (око 5%) потиче од воде за пиће (WHO, 2018).

Уносом радионуклида у организам, они бивају апсорбовани у крви и акумулирани у ткивима услед чега може доћи до биолошких промена које могу бити пролазне, трајне и леталне. Како би ћелије могле да обављају своје функције неопходне су им вода и енергија, те од квалитета воде коју човек уноси у свој организам зависи и квалитет рада и функције ћелије. Ова узрочно-последична веза нам говори да у случају уноса воде чије вредности укупне алфа и бета активности не задовољавају прописе, може доћи до мутација на нивоу ћелија. Ове мутације могу бити разнолике. Могу изазвати смрт ћелије, али и промене у њеној грађи и функцији. Сами штетни ефекти се не морају испољити непосредно након уноса ових радионуклида у организам, али то не значи да се неће јавити касније или у наредним генерацијама. Наравно, вероватноћа појављивања мутагених ефеката расте са порастом унешене дозе, али не постоји ни сигурна доза испод које неће доћи до испољавања ефеката. Кључ је заправо у превенцији, односно у редовној контроли воде које се конзумира за пиће.

Највећи допринос радијационом ризику услед конзумирања воде за пиће дају радионуклиди који припрадају низу  $^{238}$ U (UNSCEAR, 2000). У случају укупне дозе коју прими становништво, примећује се да присуство  $^{222}$ Rn, односно инхалација њега и његових потомака који су растворени у води која се конзумира за пиће, изазива 89% канцера плућа. Преосталих 11% канцера изазваних радоном односи се на ризик развоја канцера желуца и у неким случајевима канцера дебелог црева и јетре (US Environmental Protection Agency, 1999).

Радон у воду доспева преко земљишта и стена у којима се распадају изотопи <sup>226</sup>Ra. Међутим концентрација радона у води нагло опада приликом његовог кретања и пречишћавања, те су концентрације његове активности у води врло мале када он стигне до домаћинстава.

Други дугоживећи радионуклиди који представљају ризик по здравље становништва су <sup>238</sup>U, <sup>234</sup>U, <sup>226</sup>Ra, <sup>210</sup>Pb и <sup>210</sup>Po. Ови изотопи су алфа емитери, док њихови краткоживећи потомци могу емитовати и бета и гама зрачење. Због свог кратког домета алфа и бета честице не могу дубоко да продру у ткиво, те права опасност настаје у случају конзумирања воде која садржи високу концентрацију ових радионуклида. (Тодоровић, Николов, Стојковић, Бијеловић, Лучић, 2020)

#### 4.1. Мониторинг воде за пиће

Технике нискофонске течне сцинтилационе спектроскопије се користе за симултано мерење алфа и бета емитера са ефикасношћу близу 100%. Проблеми који се јављају приликом узорковања и примере узорака воде су следећи: узорци су двофазни (вода садржи нерастворљив материјал), непредвидиво понашање супстанци присутних у врло малим концентрацијама, варирање хемијске композиције природних вода. Радионуклиди ниских активности се понекад могу понашати као колоиди. (Тодоровић, Николов, Стојковић, Бијеловић, Лучић, 2020)

С обзиром да се радионуклиди ниских активности понекад понашају као колоиди, узорцима се додаје киселина 0,1-0,5 N, како би се вероватноћа губитка радионуклида на зидовима суда свела на минимум. Најпоузданија метода претретмана јесте филтрирање воде и додавање киселине одмах по узорковању.

Формирање минералних вода се одвија кроз низ комплексних геохемијских процеса. Крајњи састав воде зависи од њене интеракције са земљиштем и од дужине трајања те интеракције. Минералне воде које потичу из дубоких аквифера обично садрже веће концентрације природних радионуклида. Поред тога, вештачки радионуклиди могу подићи ниво природне радиоактивности у хидросфери и земљишту приликом њиховог испуштања у атмосферу током нуклеарних проба или акцидентних ситуација.

С обзиром да је већина светске популације директно зависна од расположивих водених ресурса помоћу радиокативних маркера можемо проучавати процесе попут загађења воде, ерозије, седиментације, али и губитка складиштног капацитета резервоара за воду чиме се смањује рибљи фонд што има директан утицај на становништво (Тодоровић, Николов, Стојковић, Бијеловић, Лучић, 2020).

Маркер	Период полураспада	Начин радиоактивног распада
Трицијум	12.33 година	β – емитер, E <sub>max</sub> 18.6keV
<sup>82</sup> Br	35.3 часова	ү – емитер
<sup>99m</sup> Tc	6.0 часова	γ – емитер, 141 keV (89%)
<sup>198</sup> Au	2.69 дан	γ – емитер, 412 keV (96%)

Радионуклиди који се најчешће користе као маркери еколошких процеса:

Табела 4. 1 Радионуклиди који се најчешће користе као маркер еколошких процеса

У Републици Србији подземне воде представљају у највећој мери основни ресурс водоснадбевања, док су у Аутомној Покрајини Војводини примарни.

#### 4.2. Карактеристике метода за испитивање радионуклида у води

Методе које се користе за испитивање концентрације радионуклида у води морају, као минимум, да обезбеде мерење концентрација активности са следећим лимитом детекције (EuropeanCouncil, 2016):

Параметар или радиоизотоп	Граница детекције (Bq l <sup>-1</sup> )
Трицијум	10
Радон	10
Укупна алфа активност	0,04
Укупна бета активност	0,4
<sup>238</sup> U	0,02
<sup>234</sup> U	0,02
<sup>226</sup> Ra	0,04
<sup>228</sup> Ra	0,02
<sup>210</sup> Pb	0,02
<sup>210</sup> Po	0,01
<sup>14</sup> C	20
<sup>90</sup> Sr	0,4
<sup>239</sup> Pu/ <sup>240</sup> Pu	0,04
<sup>241</sup> Am	0,06
<sup>60</sup> Co	0,5
<sup>134</sup> Cs	0,5
<sup>137</sup> Cs	0.5
<sup>131</sup> I	0.5

Табела 4. 2 Границе детекције за методе које се користе за испитивање садржаја радиоизотопа у води (EuropeanCouncil, 2016)

Најчешће коришћене нуклеарне аналитичке технике EuropeanCouncil, 2016):

Параметар или радиоизотоп	Процедуре
Укупна алфа активност	Течни сцинтилациониспектрометар
	Гас – пропорционални бројач
Укупна бета активност	Течни сцинтилациониспектрометар
	Гас – пропорционални бројач
$^{137}$ Cs, $^{60}$ Co, $^{226}$ Ra ( $^{214}$ Bi), $^{232}$ Th ( $^{228}$ Ac), $^{234, 235, 234, 235, 232}$	Полупроводнички HPGecneктрометар, Nal
<sup>238</sup> U, <sup>40</sup> K	(Tl) сцинтилациониспектрометар
<sup>234, 235, 238</sup> U; <sup>238, 239, 240</sup> Pu; <sup>227, 228, 230, 232</sup> Th;	Алфа спектроскопија
други алфа емитери	
<sup>3</sup> H	Течни сцинтилациониспектрометар
<sup>90</sup> Sr	Течни сцинтилациониспектрометар
	Гас – пропорционални бројач

Табела 4. 3 Најчешће коришћене нуклеарне аналитичке технике за испитивање садржаја радионуклида у води

#### 4.3. Здравствена безбедност воде за пиће

Најефикаснији начин за обезбеђивање здравствене безбедности воде дефинише се кроз анализу ризика која се састоји из три дела и то: процене ризика, комуникације у вези са ризиком и управљањем ризика. (Тодоровић, Николов, Стојковић, Бијеловић, Лучић, 2020)

Процену ризику дефинишемо као евалуацију која је заснована на науци о потенцијалним негативним утицајима на здравље људи као последица излагања опасностима. Процена ризика састоји се из четири корака:

- Идентификација опасности (микробиолошке, физичке и хемијске)
- Карактеризација опасности
- Процена изложености
- Карактеризација ризика (квалитативна, квантитативна, семи-квантитативна)

Упркос томе што је мање поуздана у односу на квантитативну анализу, семиквантитативна карактеризација ризика се најчешће користи у пракси. На основу процењене вероватноће и утврђених опасност по здравље људи и/или животне средине, ова метода карактерише ризик као мали, средњи, велики и веома велики.

Квантитативна метода је једна од најпоузданијих и она нам даје процену колики је индивидуални ризик за развој карцинома или индивидуални ризик за обољевање при хроничном, суб-хроничном и актуном излагању опасности кроз различите путеве уноса.

Како бисмо могли да урадимо карактеризацију ризика неопходно је најпре препознати опасности, проценити их и утврдити изложеност популације. Прве две ставке постижемо прикупљањем и анализом података при чему морамо узети у обзир и њихову контролу квалитета. Изложеност се утврђује засебно за орални, дермални и инхалаторни унос, као и за укупан збир свих уноса. Изложеност одређујемо на основу просечне концентрације утврђене опасности, контактног времена изложености, временске дужине и учесталости изложености, просечног времена изложености, површине изложеног дела коже, фактора кожне пропустљивости, запремине удахнутог ваздуха и телесне масе. На основу овога и дефинисања хроничног, суб-хроничног или акутног дневног уноса испитиване опасности, ризик се процењује множење, исте са фактором отклона карактеристичним за испитивану опасност. Овакав начин квантификације ризика могућ је само уколико је утврђен ризик мали, тј реда величине испод 0,01. Ако је пак већи од 0,01 мора се урадити додатна процена, тј експоненцијална анализа добијеног резултата.

Укупан ризик представља ризик за испољавање карценогених ефеката услед испитиваних опасности. Уколико су вредности укупног ризика у распону од Е-04 до Е-07, кажемо да је ризик прихватљив. (Тодоровић, Николов, Стојковић, Бијеловић, Лучић, 2020)

Резултате радиолошких истраживања које класификујемо као укупну алфа или бета активност можемо користити за откривање и препознавање проблема, али они имају ограничену употребу за квантитативну процену ризика.

#### 4.4. Процена здравственог ризика

Вероватноћа/Утицај (са оценом)	Без значаја (без утицаја), оцена 1	Минималан (не постоји усаглашеност са прописаним вредностима), оцена 2	Умерен (сензорне измене), оцена З	Значајан (потенцијални утицај), оцена 4	Катастрофалан (утицај на јавно здравље становништва), оцена 5
Скоро сигурно (1/дан), оцена 5	5	10	15	20	25
Вероватно (1/недељно), оцена 4	4	8	12	16	20
Могуће вероватно (1/месечно), оцена 3	3	6	9	12	15
Неочекивано (1/годишње), оцена 2	2	4	6	8	10
Ретко (1/5 година), оцена 1	1	2	3	4	5

Табела 4. 4 Елементи за семи-квантитативну процену ризика (Тодоровић, Николов, Стојковић, Бијеловић, Лучић, 2020)

Мали <6	Средњи 6-9	Велики 10-15	Веома велик >15
Без утицаја	Ризик употребе	Утицај на	Утицај на
	алтернативних	морбидитет	морталитет
	извора воде за пиће	осетљиве популације	популације

Табела 4. 5 Оцена ризика на основу семи-квантитативне анализе (Тодоровић, Николов, Стојковић, Бијеловић, Лучић, 2020)

Квантитативна процена канцерогености ризика нам даје процену ризика у односу на порекло саме опасности, било да је она микробиолошка, физичка или хемијска. До ње долазимо применом различите препоручене методологије (WHO, 2017; EPA, 1988), као и до укупног ризика од развијања канцера на основу изложености физичким или хемијским опасностима. Одређивање укупног ризика за настанак карцинома на основу изложености специфичним радионуклидима у води за пиће одрађено је у складу са методологијом USEPA (EPA, 1988). Поред овога израчунат је и хроничан дневни унос (HDI) и укупан ризик за настанак карцинома за одраслу популацију.

$$CDI = \frac{CW \cdot IR \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT}$$
(4.1)

$$Rizik = CDIxSF; Ukupanrizik = \sum Rizik$$
(4.2)

Где су:

CDI – хроничан дневни унос

CW - концентрација

IR - унос ингестијом 21 дан<sup>-1</sup>

EF – учесталост изложености, 365 догађаја/години

ED – дужина изложености, 70 година

BW – телесна маса, 70кг

АТ – просечно време 70 година\* 365 дана

SF – фактор отклона

Изведене концентрације радионуклида у води за пиће, за становништво, ирачунавају се на следећи начин (Сл. Гл. РС 36/2018):

$$IK_{\nu} = \frac{GD}{e(g)_{n,ing}} \cdot V_{\nu} \tag{4.3}$$

Где су:

GD – гранична вредност ефективне дозе за појединца из становништва, узимамо вредност од 0,1 mSv/god

e(g)<sub>n, ing</sub> (SvBq<sup>-1</sup>)- примљена ефективна доза при јединичном уношењу

радионуклидаингестијом

V<sub>v</sub>(l) – просечан годишњи унос воде за пиће по становнику (730 l) према подацима СЗО

Уколико су измерене вредности укупне алфа активности изнад вредности 0,1 Bq l<sup>-1</sup> и укупне бета активности изнад 1 Bq l<sup>-1</sup> онда се врши идентификација и одређивање садржаја радионуклида. (Сл. Гл. РС 36/2018)

Параметар	Параметарска вредност
Радон	100 Bq l <sup>-1</sup>
Трицијум	100 Bq 1 <sup>-1</sup>
Индикативна доза	0,10 mSv

Табела 4. 6 Параметарске вредности за радон, трицијум и индикативну дозу (Сл. Гл. PC 36/2018)

#### 4.5. Израчунавање индикативне дозе

Индикативну дозу рачунамо на основу измерених вредности садржаја радионуклида и дозних коефицијената датих у Публикацији 119 Међународне комисије за заштиту од зрачења или новијих вредности које је прихватила Агенција и на основу просечног годишњег уноса воде.

Када су испуњени услови из следеће једначине:

$$\sum_{i=1}^{n} C_i / I K_i \tag{4.4}$$

Где су:

Сі= концентрација радионуклида

*IK*<sub>*i*</sub> = изведена концентрација радионуклида

n =број детектованихрадионуклида

Сматра се да је резултујућа доза мања од 0,1mSv и да нису потребна даља мерења.

	Радионуклид	Изведена концентрација (Bq l <sup>-1</sup> )
ИД	<sup>238</sup> U	3.0
	<sup>234</sup> U	2.8
КЛИ	<sup>226</sup> Ra	0.5
одн	$^{228}$ Rs	0.2
рир	<sup>210</sup> Pb	0.2
Пţ ра	<sup>210</sup> Po	0.1
	$^{14}C$	240
	<sup>90</sup> Sr	4.9
	<sup>239</sup> Pu/ <sup>240</sup> Pu	0.6
ИД	<sup>241</sup> Am	0.7
И	<sup>60</sup> Co	40
ционул	<sup>134</sup> Cs	7.2
	<sup>137</sup> Cs	11
Be pa	$^{131}$ I	6.2

Табела 4. 7 Изведене концентрације појединачних радионуклида у води за пиће (Сл. Гл. РС 36/2018)

#### 4.6. Израчунавање ефективне дозе

Ефективну дозу рачунамо на основу измерене вредности концентрације радионуклидаС<sub>i</sub>, затим одговарајућих дознихконверзионих фактора h(g<sub>i</sub>) и годишњег уноса воде за пиће, што износи 730 литара у току године (IAEA, 2014).

$$GD = \sum_{i} h(g_i) \cdot C_i \cdot KM \tag{4.5}$$

Дозниконверзиони фактори h(g<sub>i</sub>) износе  $2.8 \cdot 10^{-7}$ Sv Bq<sup>-1</sup>за <sup>226</sup>Ra и  $6.9 \cdot 10^{-7}$ Sv Bq<sup>-1</sup>за <sup>228</sup>Ra (WHO, 2018).

# 4.7. Одређивање ризика за добијање карцинома услед изотопа радијума у води

Ризика за добијање карцинома услед уношења изотопа радијума преко воде за пиће одређује се на основу следећег израза (EPA, 1999.; Salaheldin et al, 2017):

Rizik od karcinoma (*CR*) = 
$$\sum_{i} C_i \cdot RC \cdot KM$$
 (4.6)

Где су:

CR – ризик од карцинома који зависи од концентрације активности одговарајућег радиоизотопа радијума у води за пиће

 $C_{i-}$ концентрација активности изотопа радијума у води за пиће (Bq l<sup>-1</sup>)

*RC*- ризик од смрти (7.17·10<sup>-9</sup> Вq<sup>-1</sup>за <sup>226</sup>Ra, и 2.0·10<sup>-8</sup> Вq<sup>-1</sup> за <sup>228</sup>Ra) (ЕРА, 1999)

КМ – годишњи унос воде (730 литара)

Прихватњиве вредности ризика од карцинома услед ингестије воде за пиће налазе се у опсегу од  $1.10^{-4}$ до  $1.10^{-6}$  (EPA, 1999).

## 5. РЕЗУЛТАТИ

Узорковање, руковање, чување и транспорт воде за пиће врше овлашћене и акредитоване лабораторије у складу са међународним стандардима, док се радиохемијске анализе раде у складу са међународно признатим методама дефинисаним у стандарду SRPS EN ISO 5667-3.

Након адекватне припреме узорака, поступком који је описан у претходним поглављима, може се започети анализа самих узорака. У случају да укупна алфа активност и укупна бета активност прелазе границе прописане од стране СЗО и Републике Србије, тада вршимо идентификацију појединачних радионуклида који су заступљени.



Слика 5. 1 Гама спектар

#### 5.1. Геологија и хидрогеологија Срема

Срем се налази на северу Србије и већим својим делом се простире у Аутономној Покрајини Војводини. Ова област припада Панонском басену и највећим својим делом је равничарска низија. Просечна надморска висина ове области је 70-100 метара са највишим врхом који износи 539 m, Црвени чот, и који се налази на Фрушкој гори. У поређењу са остатком Срема геологија Фрушке горе, а поготово средишњег дела планине, је доста комплекснија што је последица тектонских померања и метаморфозе. У централном делу се налазе најстарије стене које датирају из периода Палеозоика и то су серпентинити, периодити, кристаласти шкриљци и филити. Седименти из периода Тријаса јављају се у танком слоју на јужној падини планине и то у виду пескова, алевролита, глиненог камења и кречњака. Стене попут серпентинита, кречњака, алервролита, пескова и офиолита датирају из периода Јуре. Такође, неке магматске стене се могу нађи инкорпориране у седименте из Тријаса и Јуре. На врху Фрушке горе може се приметити присуство Палеогена.

Периферни део терена чине стене из периода Терцијара. Стене из Миоцена и Плиоцена су шире распростањене, поготово са северне стране планине па све до Дунава. Док су седименти из Квартера предоминантни у посматраној области испитивања. Најстарије стене из овог периода су плувијално-делувијални седименти у које спадају шљунак, алеврити и глина и они су повезани са интензивних епирогенетских покретима. Ипак, најдоминантнији су седименти терасе. Доњи део чине песак и шљунак, док горњи сачињавају алервролити и песак. Лес је предоминантна на јужној страни Фрушке горе и авља се у форми танког слоја.

Са хидрогеолошког аспекта у Војводини се издвајају четири хидрогеолошка система (Николов ет ал, 2019) и готово сви узорци су узети из првог хидрогеолошког система. Он је најраспрострањенији, изузев на подручју Фрушке горе. Подземне воде се формирају у оквиру пескова и шљункова различите гранулације, док глине представљају изолатор. Овај систем има највећи значај за водоснадбевање становништва. Пуњењее подземних вода врши се путем реке Дунав и падавина.

Лес има вертикалну порозност и његов горњи слој је порозан за падавине. Капацитет подземних вода у лесу је ограничен, углавном за индивидуално водоснадбевање.

Присуство <sup>228</sup>Ra последица је присуства <sup>232</sup>Th у стенама. Торијум формира минерале као што су моназит, торит и торианит. Сам <sup>232</sup>Th је најзаступљенији као додатни елемент у циркону, уранинититу, аланиту и апатиту у магматским стенама. Торијумови минерали су отпорни на хемијско и физичко трошење стена, које се не јавља код седиментних стена.

Узорци воде са високом садржајем <sup>228</sup>Ra узети су из подручја где је дошло до разлагања Палеозоличних шкриљаца и седимената из Плиоцена. Примарни извор Ra у подземним водама јесте разлагање стена које садрже Ra. Највеће концентрације <sup>226</sup>Ra јављају се у шкриљцу, вулканским и фосфатним стенама, затим у граниту, глиненим стенама, пешчару, кречњаку и другим карбонатним стенама (Тодоровић ет ал, 2015). Ово може бити последица геологије ширег подручја. Присуство Ra указује на присуство и Fe и Мn оксида и хидроксида који се таложе у редукованој зони где понекад долази до мешања подземних вода које су богате гвожђем са кишом и отопљеним снегом богатим кисеоником.

#### 5.2. Резултати испитивања

Истраживање је конципирано као лонгитудинална студија праћења присутне укупне алфа и бета активности, као и присуства изотопа <sup>226</sup>Ra, <sup>228</sup>Ra и <sup>137</sup>Cs. Присуство наведених честица праћено је две узастопне године, 2018. и 2019. године. 2018. године прикупљено је шест узорака, а 2019. године прикупљено је пет узорака са исте локације. Место узорковања је било ЈП Водовод Рума, Орловићева ББ, Рума, "Фишер салаш". Резултати мерења укупне алфа, укупне бета активност и гама спектрометријских мерења приказани су у табели 5.1.

Година	Укупна α-активност	Укупна β-активност	<sup>226</sup> <b>D</b> o	228 <b>D</b> o	137 <b>C</b> a
	[Bq/l]	[Bq/l]	Ka	Ка	Cs
2018.					
	0.191±0.008	0.117±0.013	1.32±0.25	< 0.22	< 0.3
	$0.167 \pm 0.007$	$0.074 \pm 0.013$	1.38±0.22	1.44±0.21	< 0.3
	0.135±0.007	0.052±0.013	0.45±0.09	0.20±0.08	$0.55 \pm 0.08$
	0.110±0.006	0.060±0.013	4.6±0.3	1.04±0.15	< 0.23
	0.186±0.008	0.062±0.013	0.27±0.06	0.18±0.04	< 0.21
	0.151±0.07	$0.282 \pm 0.014$	0.8±0.3	< 0.4	< 0.3
2019.					
	0.120±0.007	$0.062 \pm 0.013$	0,26±0,06	0,36±0,06	<1.9
	0.181±0.006	0.087±0.013	0,46±0,10	< 0.2	< 0.3
	$0,100\pm0,005$	0,065±0,013	0,29±0,08	< 0.3	< 0.2
	0.150±0.007	0.107±0.013	0,49±0,10	< 0.11	< 0.23
	$0.186 \pm 0.008$	0.074±0.013	0,39±0,10	0,29±0,10	< 0.2

Табела 5. 1 Резултати радиоактивности вода за пиће



Слика 5. 2 Локација узорковања

Вредности индекса спљоштености и индекса асиметричности показују да подаци не подлежу нормалној расподели (Табела 5.2). Стога је за обраду података нужно применити непараметарске статистичке тестове. Сходно томе, за обраду добијених података коришћена је дескриптивна статистика и Крускал Волисов (Kruskal Wallis) тест у оквиру програма SPSS 20. Спирманов *го* (Spearman's rho) коефицијент корелације је коришћен за утврђивање повезаности међу варијаблама.

	Индекс асиметричности	Индекс спљоштености
Укупна алфа активност	-,285	-1,254
Укупна бета активност	2,398	5,166
<sup>226</sup> Ra	2,478	5,385
<sup>228</sup> Ra	1,817	2,235
<sup>137</sup> Cs	2,710	6,195

Табела 5. 2 Приказ вредности индекса спљоштености и индекса асиметричности

Година	Дескприптивни показатељи	Укупна α- активност [Bq/l]	Укупна β- активност [Bq/l]	<sup>226</sup> Ra	<sup>228</sup> Ra	<sup>137</sup> Cs
	М	0,16	0,11	1,47	0,57	0,30
2018	SD	0,03	0,08	1,51	0,51	0,12
2018.	Минимум	0,104	0,039	0,21	0,12	0,19
	Максимум	0,199	0,296	4,9	1,65	0,63
2019.	М	0,15	0,08	0,38	0,24	0,51
	SD	0,04	0,02	0,12	0,11	0,62
	Минимум	0,095	0,049	0,2	0,09	0,18
	Максимум	0,194	0,12	0,59	0,42	1,7

У табели 5.3 приказани су резултати истраживања праћених честица у посматраном временском периоду.

Табела 5. 3 Приказ	дескриптивних	показатеља	праћених	честица у	задатом
	временсь	ком року			

Поређењем добијених вредности може се уочити да није дошло до значајнијих промена у укупној алфа активности што је потврђено Крускал Волисовим тестом  $\chi^2$  (df = 1) = ,605, p> ,05. Како се може видети на основу Табеле 5.3, 2018. године средња вредност укупне алфа активности износила је M = 0,16 Bq/l, а 2019. године је износила M = 0,15 Bq/l. Слично је добијено и за укупну бета активност. Поређењем добијених вредности уочава се да постоји благо одступање у зависности од времена узорковања. Тако за 2018. годину средња вредност укупне бета активности износила је M = 0,11 Bq/l, а 2019. године је износила M = 0,08 Bq/l, док се максималне детектоване вредности више разликују. Међутим, ове разлике се нису показале статистички значајним,  $\chi^2$  (df = 1) = ,033, p> ,05.

Спирманов коефицијент корелације је показао да постоји статистички значајна повезаност укупне алфа и бета активности, ro = ,441, p < ,05, и то таква да повећање укупне алфа активности утиче на повећање укупне бета акивности. Са теоријског аспекта, ово се може разумети кроз чињеницу да је бета активност у великој мери последица распада краткоживећих потомака <sup>238</sup>U, <sup>234</sup>Th и <sup>234</sup>Pa.

Када се упореде вредности посматраних изотопа види се да постоји значајнија промена у добијеним резултатима. Истраживањем је добијено да је много веће присуство <sup>226</sup>Ra него <sup>228</sup>Ra, што се може објаснити његовим пореклом. Наиме <sup>226</sup>Ra се добија

распадом  $^{238}$ U, односно  $^{234}$ U чија је заступљеност у води значајнија, док се  $^{228}$ Ra добија распадом  $^{232}$ Th, односно  $^{228}$ Th.

Посматрањем утицаја времена, као независне варијабле на присуство изотопа, примећено је да се бројност изотопа <sup>226</sup>Ra значајно смањила, она је 2018. године износила M=1,47, а 2019. године је износила M=0,38. Такође је приметно и за максималне вредности и то за читав ред величине. Уочене разлике су потврђене и Крускал Волисовим тестом,  $\chi^2$  (df = 1) = 9,013, p<,05. Код изотопа <sup>228</sup>Ra се, такође, уочава смањење у броју присутних честица, али је та разлика мања у односу на изотоп <sup>226</sup>Ra. Иако смањење средње вредности у посматраном временском року износи 50%, Крускал Волисовим тестом ова разлика се није показала статистички значајном  $\chi^2$  (df = 1) = 3,031, p>,05. Код изотопа <sup>137</sup>Cs добијено је да је дошло до повећања присуства овог изотопа. Међутим, ни ова разлика се није показала статистички значајном,  $\chi^2$  (df = 1) = 1,804, p>,05.

Спирманов коефицијент корелације је показао постојање позитивне повезаности укупне бета активности на присуство <sup>226</sup>Ra, ro = ,393, p < ,05, као и на позитивну повезаност између изотопа <sup>226</sup>Ra и <sup>228</sup>Ra, ro = ,422, p < ,05.

Година	Вероватноћа/ Утицај (са оценом)	Без значаја (Без утицаја), оцена 1	Минималан (Не постоји усаглашеност са прописаним вредностима), оцена 2	Умерен (Сензорне измене), оцена 3	Значајан (Потенцијални утицај), оцена 4	Катастрофалан (Утицај на јавно здравње становништва), оцена 5
2018.	Могуће вероватно (1/месечно), оцена 3	-	-	-	-	15 Веома висок
2019.	Могуће вероватно (1/месечно), оцена 3	-	-	-	-	15 Веома висок

Табела 5. 4 Семи-квантитативна процена ризика воде за пиће на основу добијених резултата

Семи-квантитативна процена ризика приказана у табели 5.4 показала је да изложеност становништва током 2018. и 2019. године представља велики ризик који може

утицати на обољевање популације. Из овог разлога неопходно је применити прецизнију анализу, односно квантитативну процену ризика. Помоћу ње би се могао одредити укупан ризик за настанак карцинома услед присуства повећане концентрације радионуклида у води за пиће.

Ако бисмо упоредили ове резултате са претходним истраживањима објављеним за целу територију АП Војводине приметили бисмо да указују на исто, а то је повећана концентрација радионуклида у води за пиће Сремског округа. У склопу тог истраживања поред семи-квантитативне вршена је и квантитативна процена ризика ради утврђивања укупног ризика за настанак карцинома на територији Сремског округа. Том приликом је утврђено да концентрације радионуклида <sup>226</sup>Ra и <sup>232</sup>Th не доприносе умирању становништва. Међутим, уколико посматрамо резултате тих истраживања за Јужнобачки и Јужнобанатски округ можемо приметити да су она показала да укупна алфа и укупна бета активност у води за пиће не представљају опасност и здравствени ризик по становништво. (Тодоровић, Николов, Стојковић, Бијеловић, Лучић, 2020) Према томе, ово нам говори да би радиоактивност воде са Сремског подручја требало редовно пратити и контролисати како би се избегли потенцијални здравствени ризици по становништво.

## ЗАКЉУЧАК

У овом раду испитано је 11 узорака воде прикупљених из ЈП Водовод Рума, Орловићева ББ, Рума "Фишер салаш". Ови узорци прикупљени су у распону од две године, и то 2018. и 2019. године.

Путем нуклеарне аналитичке методе LSC, претходно описане у раду, и помоћу уређаја Quantulus 1220<sup>TM</sup> мерене су укупна алфа активност и укупна бета активност у наведеним узорцима. Како су ове вредности прелазиле дозвољене вредности прописане Правилником 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 бр. 36/2018) вршена је додатна идентификација садржаја појединачних радионуклида који су заступљени.

Дакле, резултати истраживања показали су да је у посматраној области присутна повећана концентрација радионуклида. Семи-квантитативном анализом утврђено је да ово представља велики ризик по здравље становништва, те да је потребно вршити додатне анализе ради утврђивања ризика за настанак карцинома. Даље, анализом геологије и хидрогеологије Срема може се објаснити присуство повећане концентрације радионуклида у овој области. Наведене ставке указују на то да би се вода са овог подручја требала редовно пратити и контролисати ради превенције штетног утицаја по становништво и смањивања ризика по здравље.

Иако је ово истраживање дало значајне и занимљиве податке у вези са праћењем присуства укупне алфа и укупне бета активности, као и изотопа <sup>226</sup>Ra, <sup>228</sup>Ra i <sup>137</sup>Cs, као основна лимитација ове студије мора се навести број узорака, као и дужина праћења присуства честица. Односно, за наредна истраживања предлаже се увођење нових параметара који ће дати детљнији увид у присуство посматраних честица и повећати бројност узорака.



## БИОГРАФИЈА

Јелена Влаховић је рођена 29.10.1997. године у Новом Саду. Основну школу "Коста Трифковић" завршава 2012. године након чега уписује друштвенојезички смер у Гимназији "Јован Јовановић Змај" и завршава га 2016. године. Исте године уписује смер медицинске физике на Департману за физику Природноматематичког факултета у Новом Саду. Волонтира у Црвеном крсту од 2011. године, где активно учествује у вршњачкој едукацији и промоцији вредности Црвеног крста. Тренутно је члан Управног одбора Црвеног крста града Новог Сада, члан Комисије за здравство Црвеног крста Војводине и предавач у области прве помоћи.

### Литература

- 2013/51/EURATOM. Council Directive 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. L 296, ISSN 1977-0677, Vol. 56, 7 November 2013
- ASTM International D 7283–06 (January 2007) 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.
- EPA, 1988, United States Environment Protection Agency. "Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I, Human Health Evaluation Manual (Part A), Interim Final," "Annotated version of the Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS) Part A. US EPA, 1988. EPA/540/1-89/002," Office of Emergency and Remedial Response, US EPA, 2010. Available from: https://www.epa.gov/sites/production/files/ 2015-09/documents/rags\_a.pdf.
- IAEA, 2014. Radiation protection and safety of radiation sources. International basic safety standards International Atomic Energy Agency, Vienna
- Крмар, М. (2013). *Увод у нуклеарну физику*. Нови Сад: Универзитет у Новом Саду, Природно-математички факултет, Департман за физику
- Николов J., Крајцар Бронић И., Тодоровић Н., Барешић Ј., Петровић Пантић Т., Марковић Т., Бикит К., Стојковић И., Томић М. (2019). A survey of isotopic composition (<sup>2</sup>H, <sup>3</sup>H, <sup>18</sup>O) of groundwater from Vojvodina, J. Radioanal. Nucl. Chem. 320:358-394,<u>https://doi.org/10.1007/s10967-019-06469-x</u>.
- Salaheldin G., El-Gamal H., Sefelnasr A., Omer M., El-Mageed A.I. (2017) Cancer Risk Assessment and Radioactivity Levels in Drinking Water Samples from Sidfa and El-Ghanayim, Assiut, Upper Egypt, IOSR-JAP e-ISSN: 2278-4861 Volume 9, Issue 6 Ver. II pp 54-60.
- SRPS EN ISO 5667-3:2018, Institute for Standardization of Serbia, Water quality Sampling Part 3: Preservation and handling of water samples (ISO 5667-3:2018), 2018, 63pp, 2nd edition. Available from: <u>https://www.iss.rs/rs/standard/?national\_standard\_id=64944</u>.
- Службени гласник Републике Србије број 41/2009. Закон о безбедности хране
- Службени гласник Републике Србије број 30/2010, 93/2012, 101/2016, 2016. Закон о води
- Службени гласник Републике Србије број 15/2016, 2016. Закон о јавном здрављу
- Службени гласник Републике Србије број 36/2018, 2018. Правилник о границама садржаја радионуклида у води за пиће, животним намирницама, сточној храни, лековима, предметима опште употребе, грађевинском материјалу и другој роби која се ставља у промет.
- Службени лист СРЈ број 42/1998 и 44/1999 и Службени гласник Републике Србије број 28/2019,2019. Правилник о хигијенској исправности воде за пиће

- Стојковић И. (2015) Оптимизације течног сцинтилационог спектрометра за исптивање алфа и бета емитер у водама, докторска дисертација. Нови Сад: Универзитет у Новом Саду, Природно математички факултет, Департман за физику
- Тодоровић Н., Николов Ј., Стојковић И. (2018). *Нуклеарне аналитичке технике течне сцинтилационе спектроскопије*. Нови Сад: Универзитет у Новом Саду, Природноматематички факултет, Департман за физику
- Тодоровић Н., Николов Ј., Стојковић И., Хансман Ј., Враничар А., Кузмановић П., Петровић Пантић Т., Атанасковић Самолов К., Лучић С., Бијеловић С. (2020) Radioactivity in drinking water supplies in the Vojvovdina region, Serbia, and health implication, Environmental Earth Sciences (2020) 79:162 <u>https://doi.org/10.1007/s12665-020-08904-9</u>.
- Тодоровић Н., Николов Ј., Петровић Пантић Т., Ковачевић Ј., Стојковић И., Крмар М. (2015) Radon in water- Hydrogeology and Health Implication Audrey M. Stacks (Eds.), Nova Science Publishers, New York, ISBN: 978-1-63463-742-8.
- Тодоровић Н., Николов Ј., Стојковић И., Бијеловић С., Лучић С. (2020). Радионуклиди у пијаћим водама Војводине и здравствени ризик. Нови Сад: Универзитет у Новом Саду, Природно-математички факултет, Департман за физику.
- UNSCEAR, 2000, Sources and effects of ionizing radiation. Vol. 1: Sources United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. United Nations, New York.
- UNSCEAR, 2008, REPORT, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Ionizing Radiation: Sources and Effects, Volume II, United Nations, New York
- US EPA, 1999, Environmental Protection Agency, Radon in drinking water health risk reduction and cost analysis. EPA Federal Register 64 (USEPA, Office of Radiation Programs, Washington, DC).
- WHO, 2017, Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum, World Health Organization, ISBN 978-92-4-154995-0.
- WHO, 2018, Management of radioactivity in drinking water, World Health Organization, License: CC BYNC-SA 3.0 IGO.

#### UNIVERZITET U NOVOM SADU PRIRODNO-MATEMATIČKI FAKULTET

## KLJUČNA DOKUMENTACIJSKA INFORMACIJA

Redni broj:	
RBR	
Identifikacioni broj:	
IBR	
Tip dokumentacije:	Monografska dokumentacija
TD	
Tip zapisa:	Tekstualni štampani materijal
TZ	
Vrsta rada:	Diplomski rad
VR	
Autor:	Jelena Vlahović
AU	
Mentor:	Prof dr. Nataša Todorović
	Prof dr. Sanja Bijelović
MN	
Naslov rada:	Radiološka bezbednost pijaćih voda
NR	
Jezik publikacije:	srpski (ćirilica)
JP	
Jezik izvoda:	srpski/engleski
JI	
Zemlja publikovanja:	Srbija
ZP	
Uže geografsko područje:	Vojvodina
UGP	
Godina:	2021
GO	
Izdavač:	Autorski reprint

12		
Mesto i adresa:	Prirodno-matematički fakultet, Trg Dositeja	
MA	Obradovića 4, Novi Sad	
Fizički opis rada:	Broj poglavlja/strana/tabela/slika/referenci	
	9/53/12/13/23	
FO		
Naučna oblast:	Fizika	
NO		
Naučna disciplina:	Medicinska fizika	
ND		
Predmetna odrednica/ ključne reči:	Jonizujuće zračenje, Tečna scintilaciona	
РО	spektrometrija, Monitoring vode za piće, Procene zdravstvenog rizika	

17

UDKČuva se:Biblioteka departmana za fiziku, PMF-a u<br/>Novom SaduČUNovom SaduVažna napomena:nemaVNIzvod:IZU ovom radu prikazana je metoda kojom se vrši<br/>određivanje prisustva radionuklida u vodi za

određivanje prisustva radionuklida u vodi za piće. Istraživanje je vršeno u Sremskom okrugu, odnosno na "Fišerovom salašu". Rezultati pokazuju da postoji veliki rizik po zdravlje, te da je neophodno vršiti dalje analize.

Datum prihvatanja teme od NN veća: 12.08.2021. DP Datum odbrane: 29.09.2021. DO Članovi komisije: KO Predsednik: Prof. dr Jovana Nikolov član: Prof. dr Nataša Todorović član: Prof. dr Sanja Bijelović član: Prof. dr Ivana Stojković

## UNIVERSITY OF NOVI SAD FACULTY OF SCIENCE AND MATHEMATICS

#### KEY WORDS DOCUMENTATION

Accession number:		
ANO		
Identification number:		
INO		
Document type:	Monograph publication	
DT		
Type of record:	Textual printed material	
TR		
Content code:	Final paper	
CC		
Author:	Jelena Vlahović	
AU		
Mentor/comentor:	Prof. dr Nataša Todorović	
	Prof. dr Sanja Bijelović	
MN		
Title:	Radiological safety of drinking water	
TI		
Language of text:	Serbian (Cirilic)	
LT		
Language of abstract:	English	
LA		
Country of publication:	Serbia	
СР		
Locality of publication:	Vojvodina	
LP		
Publication year:	2021	

## PY

Publisher:	Author's reprint	
PU		
Publication place:	Faculty of Science and Mathematics, Trg Dositeja Obradovića 4, Novi Sad	
PP		
Physical description: <b>PD</b>	9/53/12/13/23	
Scientific field:	Physics	
SF		
Scientific discipline:	Medical Physics	
SD		
Subject/ Key words:	Ionizing radiation, Liquid Scintilation Counting	
SKW	Monitoring of drinking water, Assessment of health	
UC	115K5	
Holding data:	Library of Department of Physics, Trg Dositej	
HD	Obradovića 4	
Note:	none	
Ν		
Abstract:	In this paper we presented the method for	
AB	determinating the presence of radionuclides in drinking water. The research was conducted in the county of Srem, more specifically "Fišer salaš". The results indicate that there is a large health risk present, therefore further research needs to be conducted.	
Accepted by the Scientific Board:	12.08.2021.	
ASB		
Defended on:	29.09.2021.	
DE		
Thesis defend board:		
DB		
President:	Prof. dr Jovana Nikolov	
Member:	Prof. dr Nataša Todorović	
Member:	Prof. dr Sanja Bijelović	
Member:	Prof. dr Ivana Stojković	