

Друштво за заштиту од зрачења Србије и Црне Горе

Монографија
ЧЕРНОБИЉ
30 година после

Уредник
др Гордана Пантелић

Београд
2016

Монографија: **ЧЕРНОБИЉ 30 година после**

Издавач: Институт за нуклеарне науке „Винча“, Лабораторија за
заштиту од зрачења и заштиту животне средине
„Заштита“
Друштво за заштиту од зрачења Србије и Црне Горе

За издавача: др Борислав Грубор

Рецензенти: др Оливера Цирај Бјелац
др Иштван Бикит
др Владимир Удовичић
др Невенка Антовић
др Ивана Вуканац
др Драгослав Никезић
др Душан Мрђа
др Марија Јанковић
др Јелена Крнета Николић

Уредник: др Гордана Пантелић

Лектор/коректор: Мариола Пантелић, MSc

Објављивање монографије помогли:
Министарство просвете, науке и технолошког развоја

ISBN 978-86-7306-138-2

Штампа: Штампарија Института за нуклеарне науке „Винча“, 522,
11001 Београд, Тел. 011-8066-746

Тираж: 150 примерака

АКЦИДЕНТИ И МОНИТОРИНГ РАДИОАКТИВНОСТИ

**Гордана К. Пантелић, Марија М. Јанковић, Јелена Д. Крнега Николић,
Драгана Ј. Тодоровић, Милица М. Рајачић, Наташа Б. Сарап**
*Универзитет у Београду, Институт за нуклеарне науке „Винча“,
Лабораторија за заштиту од зрачења и заштиту животне средине,
Београд, Србија, pantelic@vinca.rs*

Резиме

Два најозбиљнија акцидента у историји нуклеарне енергије догодила су се 26. априла 1986. године на нуклеарним електранама у Чернобилу у Украјини и 11. марта 2011. године у Фукушиму у Јапану. Најзначајнији и најопаснији радионуклиди избачени у атмосферу били су ^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs и ^{90}Sr . Мониторинг омогућава процену утицаја испуштене радиоактивности на животну средину и здравље становништва. Рутински мониторинг радиоактивности у животној средини обухвата систем вертикалне анализе: ваздух – падавине – земљиште – воде – биљке – животиње – човек. Главни путеви експозиције становништва потичу од инхалације и ингестије хране и воде. На основу резултата мерења активности ^{137}Cs и ^{90}Sr у узорцима хране израчуната је ефективна доза зрачења од тих радионуклида унетих ингестијом за становништво Србије. Ефективна доза од ^{137}Cs и ^{90}Sr унетих ингестијом је била повећана у 1986. години, док у 2011. години повећања дозе није било.

1. РАДИОАКТИВНОСТ У ЖИВОТНОЈ СРЕДИНИ

Радиоактивни материјали присутни у животној средини су резултат природних процеса и људског технолошког развоја. Због заштите човека и његове животне средине важно је да радиоактивни материјали који се на било који начин избацују у животну средину буду ограничени и контролисани.

Живи свет је изложен дејству јонизујућег зрачења и радионуклида из природних извора земаљског и неземаљског порекла. Испуштање радиоактивних материјала из нуклеарних инсталација у животну средину повећавају дозу зрачења. И ниво примљене дозе и број озрачених људи зависи од особина испуштеног радиоактивног материјала и од околине у коју је тај материјал доспео.

Човек може бити изложен радиоактивности из животне средине на више начина. Ако радиоактивне материје потичу из ваздуха, радиоактивне честице могу се удахнути или депоновати на кожи. Честице депоноване на околним површинама могу се ресуспендовати ветром или људском активношћу и такође удахнути. Такође, веома комплексан механизам је онај који укључује ланац исхране.

Физички, хемијски и биолошки путеви у животној средини су повезани кроз

биофизичке и биохемијске процесе од којих зависи егзистенција свих живих организама. Неки од тих процеса доводе до значајног разблажења, други до поновног физичког или биолошког концентрисања, праћеног трансфером радиоактивности кроз различите и понекад узајамно зависне путеве до човека.

Највећи допринос средњој годишњој дози коју људи приме је од природних радиоактивних извора, који укључују спољашње изворе (космичко зрачење и радиоактивне материје у земљишту и грађевинском материјалу) и унутрашње изворе (инхалација и ингестија природних радиоактивних материја из ваздуха и хране). Излагање природном зрачењу мало варира из године у годину и приближно је исто за сво становништво на Земљи. Насупрот томе, извори зрачења које је човек створио варирају са временом и различити су за различите групе становништва. Извори зрачења антропогеног порекла су технолошки повећана природна активност, медицинско излагање и контаминација проузрокована нуклеарним тестовима и нуклеарним несрећама.

2. НУКЛЕАРНЕ НЕСРЕЋЕ

У периоду 1957-2011. године десило се 28 несрећа на реакторима или реакторским постројењима које су имале више смртних случајева или штету већу од 100 милиона US\$ [1], од који су само четири несреће значајне са становишта опасности по животну средину.

2.1. Виндскејл, Велика Британија, 1957

Прва несрећа се догодила у октобру 1957. године у Великој Британији у Виндскејлу, када је у току регенерације графита, који је у реактору служио као успоривач неутрона, дошло до пожара и ватра је захватила не само графит него и горивне елементе и уран у њима. У току дана је велика количина физионих продуката избачена у ваздух, тако да су се ови радионуклиди раширили по Великој Британији и по неким деловима Европе [2]. Контаминација млека и експозиција људи путем инхалације настала је због ослобађање радиојода у животну средину. Млеко крава из околине до 20 km око реактора било је забрањено за употребу шест недеља. У саопштењу угледног Медицинског савета Велике Британије убрзо после несреће, речено је да није било штетног дејства зрачења на раднике и становништво у околини. Одбор за радиолошку заштиту Велике Британије објавио је тек 1983. године анализу несреће и податке о штетним последицама [3], мада су резултати мерења били доступни одмах након несреће [4].

2.2. Острво Три миље, САД, 1979

Несрећа на Острву Три миље се догодила 28. марта 1979. године, када је језгро реактора остало без хлађења, па су реактор и турбине заустављене. Део радиоактивности из оштећеног језгра прешао је у расхладни систем, али захваљујући конструкцији зграде у њој је задржано 6500 m³ радиоактивне воде [5]. Укупна избачена активност, која је углавном потицала од краткожи-

већих племенитих гасова, износила је 92,5 PBq [2]. Процењено је да је становништво које живи у кругу од 10 km или 100 km у околини електране за период од 2 недеље после несреће добило дозу која износи 10% односно 1% од дозе коју прими од природних извора за годину дана [6].

2.3. Акцидент у Чернобиљу

Најозбиљнији акцидент у историји нуклеарне енергије догодио се 26. априла 1986. године на Чернобиљској нуклеарној електрани у бившем Совјетском Савезу, поред садашње тремеђе Украјине, Белорусије и Русије. Као резултат акцидента реактор је уништен и у првих 10 дана око $12 \cdot 10^{18}$ Bq је избачено у околину [7].

Ослобођени радиоактивни материјал у атмосфери састојао се од гасова, аеросола и фрагментираног горива. Гасовити елементи, као криптон и ксенон, у потпуности су се ослободили из горивног материјала. Ослобођено је 50-60% присутног јода. Остали испарљиви елементи и једињења, као што су цезијум и телур, везани за аеросолне честице, транспортовани су у ваздух одвојено од делова горива. Мање испарљиви елементи, као церијум, цирконијум, актиниди, баријум, лантан и стронцијум били су у горивним честицама. Веће честице горива депоноване су у близини места несреће, а мање честице су шире распрострањене.

Најзначајнији и најопаснији радионуклиди избачени у атмосферу били су ^{131}I , ^{134}Cs и ^{137}Cs . Специфичност начина на који је радиоактивност ослобођена довела је до широког распрострањања радиоактивних материја кроз северну хемисферу, углавном кроз Европу. Активност преношена многим радиоактивним облацима мерена је не само у северној и јужној Европи, већ и у Канади, Јапану и САД. Једино је јужна хемисфера остала слободна од контаминације. За време тих 10 дана предузете су озбиљне мере да се спречи избацивање радиоактивног материјала и успостави контрола над реактором. У мају је направљен дизајн, у јуну је почела изградња, а у новембру 1986. године је завршена конструкција бетонског ковчега (саркофага) који је покрио оштећено реакторско језгро [8].

У санирању објекта учествовали су оператори на електрани и остали радници, ватрогасци, милиција, војска и многи добровољци. Око 200000 људи је радило у региону Чернобиља током 1986-1987. године и били су изложени великој дози зрачења. Укупно је на рашчишћавању учествовало 600000-800000 људи, који су чистили регион око реактора, конструисали саркофаг, вршили деконтаминацију, градили путеве, рушили и закопавали контаминирани зграде, шуме и опрему, затим лекари, учитељи, кувари, преводиоци и остали који су радили у контаминираној територији.

Око 116000 људи је евакуисано са 4300 km^2 територије Белорусије, Русије и Украјине од 27. априла до средине августа 1986. године. Дистрибуција доза које су становници са ове територије примили зависи од места на коме су живели у околини електране, као и од времена када су евакуисани.

Испуштени радиоактивни материјал је доспео у атмосферу и поново се депоновао на површину земље, тако да је био мерљив на целој северној хемисфери. Радиоактивна контаминација у 1986. години је достигла неколико де-

сетина MBq/m^2 у зони пречника 30 km [9]. У првих месец дана спољашња доза за биљке и животиње од краткоживећих радионуклида била је неколико десетина Gy .

Око 85% избаченог материјала се састојало од радионуклида са периодом полураспада мањим од месец дана, 13% од радионуклида са периодом полураспада неколико месеци, 1% са периодом полураспада око 30 година и око 0,001% са периодом полураспада већим од 50 година [10]. Укупна активност радионуклида у животној средини је опала са временом на око 1% од вредности непосредно после акцидента. На територији Европе у 1996. години је било присутно 80 PBq дугоживећих радионуклида углавном ^{137}Cs и ^{90}Sr [7], који имају дуго време полураспада и због тога дају најзначајнији допринос укупној дози популације.

Главни путеви деловања на човека испољили су се кроз спољашње озрачивање од радионуклида депонованих на тлу и унутрашње озрачивање конзумирањем контаминираних хране јер су млеко и зелено поврће имали активност већу од нивоа који се данас прихватају као дозвољени за животне намирнице [11]. У првих неколико недеља после акцидента највиша доза потицала је од јода. Од 1987. године највећа доза потиче од ^{137}Cs , нешто је мања од ^{90}Sr , док је доза од ^{239}Pu занемарљива. Мере предузете за смањење спољашњег озрачивања показале су се релативно неефикаснима, за разлику од мера за смањивање унутрашњег озрачивања [7]. Примена одговарајућих пољопривредних мера на територијама у околини места акцидента је допринела значајном смањењу преласка ^{137}Cs и ^{90}Sr у храну [12], што је зависило од локалних услова, као што је на пример тип земљишта. Храна која се сада производи на државним фармама има дозвољене нивое активности. У зависности од врсте земљишта, трансфер ^{137}Cs у млеко, код крава које пасу на ливадама, варира неколико стотина пута. Храна која се производи од животиња које пасу на дивљим пашњацима, шумама и планинама, као и некултивисане биљке (бобице, печурке), може, у наредним декадама, да доведе до повећања унутрашње дозе од ^{137}Cs код популације.

Крајем 1988. године совјетски научници су објавили да ће постојећи саркофаг трајати највише 20-30 година. Државе чланице групе Г7 плус Русија су 1997. године донеле план изградње новог саркофага. Овај план је финансирала Европска банка за реконструкцију и развој. Предвиђа се да нови саркофаг (слика 1), који треба ускоро да буде готов, траје најмање 100 година [13].



Слика 1. Нови саркофаг [13]

2.4. Акцидент у Фукушими

Дана 11. марта 2011. године, катастрофални земљотрес јачине 9 степени Рихтерове скале, погодио је Јапан. Земљотрес је изазвао аутоматско искључивање 11 електрана широм државе, укључујући ту и три реактора нуклеарне електране Фукушима Даичи типа BWR у власништву ТЕПКО компаније [14]. Цунами, који је настао као последица земљотреса, погодио је обалу Јапана око 50 минута касније и узроковао несрећни ланац догађаја у нуклеарној електрани у Фукушими. Резервни дизел генератори који по протоколу преузимају хлађење система у електрани, били су поплављени и самим тим су престали да раде. Као последица тога, три реакторска језгра су доживела топљење и дошло је до експлозије водоника који се нагомилао у реакторским просторијама услед топљења језгара. Додатно ширење радиоактивног материјала из реактора настало је због отпуштања вентила у намери да се смањи критични притисак у реакторским просторијама [15].

Радници у нуклеарној електрани су одмах евакуисани, као и становништво у кругу 2 km око електране, што је проширено на 3 km у току дана. Сутрадан је евакуисано становништво у кругу 10 km, проширено на 20 km касније тог дана. У зони 20-30 km је саветовано да сви остану затворени у својим становима. Јапанска власт је у почетку одлучила да се становништво може вратити у своје станове кад годишња доза буде испод 20 mSv [16].

Емисија радиоактивних честица из оштећених реактора у животну средину, почела је 12. марта. Укупна активност радиоактивних честица испуштених услед акцидента, процењена је на 10^{18} Bq. Све радиоактивне честице су биле транспортоване преко Пацифика према Северноамеричком континенту и доспеле су у Европу упркос дисперзији и депозицији дуж руте контаминираних ваздушних маса. Главни допринос овој активности потиче од изотопа ксенона, нарочито ^{133}Xe , мада су само најсофистицираније лабораторије (припаднице Comprehensive nuclear Test Ban Treaty организације) могле да квантификују присуство овог изотопа у ваздуху. Радионуклиди ^{131}I , ^{134}Cs и ^{137}Cs који су испуштени у атмосферу су детектовани на мерним станицама широм света. Након акцидента у Чернобилу,

препознат је значај краткорочних и дугорочних ефеката контаминације ^{131}I , и због тога је и у нашој земљи, специјална пажња била посвећена детекцији овог радионуклида [17]. Други краткоживећи радионуклиди попут ^{132}Te ($T_{1/2}=3,2$ дана) и ^{132}I ($T_{1/2}=2,3$ сата) су такође детектовани у траговима. Разумевање временских и просторних промена концентрације контаминаната у ваздуху, послужило је у наредном периоду за даљу процену и мапирање депозиције контаминаната на земљиште и биљке, њихов трансфер преко ланца исхране и коначно процену дозе на становништво [18].

Ефекти овог акцидента су били далекосежни. Не само да је акцидент директно утицао на животе радника у електрани и више од 15000 евакуисаних људи, већ се осетио огроман утицај и на атмосферу, животну околину, економску и политичку ситуацију и психичко и физичко здравље људи, не само у Јапану већ широм света [15].

Као одговор на овај акцидент, на светском нивоу су поново покренута питања која се тичу нуклеарне енергије. Технолошки одговор на акцидент у Фукушими је покривао велики распон дисциплина, што је довело до великог броја анализа, техничких извештаја и радова. Јапан, САД и Француска су одвојиле ресурсе за изналажење нових побољшаних сигурносних система за све нуклеарне електране. Европска Комисија је упутила захтев својим чланицама да изврше евалуацију (тзв. „стрес тест“) сваке нуклеарне електране на својој територији, у циљу проналажења слабих тачака на које је акцидент у Фукушими скренуо пажњу.

Што се тиче утицаја испуштања радионуклида у животну околину, многе технике које су установљене после акцидента у Чернобилу, нашле су примену после акцидента у Фукушими.

3. КОНТРОЛА РАДИОАКТИВНОСТИ У ЖИВОТНОЈ СРЕДИНИ

3.1. Мониторинг радиоактивности

Мониторинг је контрола испуштања радиоактивног материјала и праћење његовог кретања у животној средини и обухвата мерење радијационих и других параметара ради процене и контроле излагања становништва. Мониторинг животне средине омогућава процену утицаја испуштене радиоактивности на животну средину и на здравље становништва, а на основу испитивања да ли је испуштање радиоактивности у околину у складу са прописаним границама за време нормалног рада нуклеарних постројења и осталих постројења која користе радиоактивни материјал. У случају акцидента или непланираних испуштања који доводе до тога да радиоактивност у животној средини прелази дозвољене границе, упозоравају се надлежне институције ради покретања поступка заштите животне средине и становништва од штетног дејства јонијујућег зрачења [19].

Рутински мониторинг радиоактивности у животној средини обухвата систем вертикалне анализе: ваздух - падавине - земљиште - воде - биљке -

животиње - човек, а таква мерења представљају добар основ за мониторинг у случају неког акцидента.

Постоје три врсте мониторинга: мониторинг на извору испуштања, мониторинг животне средине и индивидуални мониторинг [19, 20].

Мониторинг на извору испуштања је оријентисан на мерење дозе код извора и количину испуштених радионуклида.

Мониторинг животне средине обухвата мерење специфичне активности радионуклида у узорцима из животне средине који су релевантни за експозицију становништва, првенствено у ваздуху, води за пиће, пољопривредним производима и природној храни, као и у биоиндикаторима који концентришу радионуклиде.

Индивидуални мониторинг се односи на мерења вршена на појединцима из становништва. Није предвиђен у мониторингу код рутинских мерења, али може се вршити код акцидента за процену појединачне дозе.

Циљеви мониторинг програма за заштиту становништва и животне средине су:

- процена ефикасности мера контроле испуштања радиоактивних материја у животну средину и сагласност са дозвољеним нивоима испуштања;
- процена стварног или могућег излагања критичне групе или становништва радиоактивним материјама у животној средини због рада нуклеарних постројења или због коришћења извора зрачења, од акцидента или од претходног рада;
- провера да ли су испуњени важећи законски прописи и друга ограничења;
- да се благовремено открије и идентификује узрок било ког неконтролисаног извора зрачења или радиоактивног загађења;
- континуирано вођење евиденције нивоа радиоактивности у животној средини;
- информисање становништва.

3.2. Избор узорака из животне средине и методе контроле радиоактивности

Програм мониторинга животне средине обухвата различита мерења у узорцима из животне средине тако да се узму у обзир сви могући путеви излагања становништва јонизујућим зрачењима, које настаје због спољашњег озрачивања, инхалације и ингестије: мерење јачине амбијенталног еквивалента дозе у ваздуху, гамаспектрометријска испитивања, одређивање специфичне активности ^{90}Sr , мерење концентрације радона, трицијума, итд. Врста узорака, начин и фреквенција узорковања, као и методе мерења прописане су домаћим прописима [21, 22] и препорукама Међународне агенције за атомску енергију [19], што представља добар основ за планирање рутинског мониторинга.

Повећана активност ваздуха и дневних падавина су први индикатори за нуклеарни акцидент или нуклеарну експлозију. Ваздух је прва карика екосистема у којој ће се повећати концентрација радионуклида након испуштања радиоактивне контаминације у атмосферу. Због начина и брзине ширења материје ваздухом, контрола радиоактивности у ваздуху је обавезан

део мониторинга радиоактивности како у нормалним, тако и у акцидентним ситуацијама. Радионуклиди се депонују на земљиште и биљке путем сувог и мокрог таложења.

Узорци ваздуха и падавина, речне воде, воде у језерима и воде за пиће сакупљају се свакодневно, а у композитним месечним узорцима врши се гамаспектрометријско мерење и одређује се активност ^{90}Sr .

Испитивање контаминације радиоактивним материјама људске хране врши се у намирницама које су карактеристичне за исхрану становништва, а то су намирнице које се уносе 5% или више у укупној исхрани становништва. Подаци о количини коришћених намирница добијају се из статистичких годишњака. Сакупљање ових узорака врши се два пута годишње (пролеће и јесен). Приликом избора намирница води се рачуна да то буду намирнице које се користе у исхрани деце и трудница, при чему највећи значај имају месо, млеко и млечни производи, затим житарице и поврће. Мањи значај имају водени организми (рибе, шкољке и ракови), дивљач и поједине врсте воћа јер се мање користе у исхрани.

Препоручује се да се радионуклиди анализирају у појединачним узорцима хране, а не у мешаним узорцима. Само анализа појединачних узорака може да покаже када и које противмере треба применити за редуковање дозе. Узорке за анализу треба припремити на исти начин као код употребе за исхрану, да би се у обзир узели ефекти прања, чишћења и кувања.

У свим узорцима хране врши се гамаспектрометријско мерење и одређује се активност ^{90}Sr , који због дугог времена полураспада и своје радиотоксичности има посебан значај у прехранбеном циклусу са радијационохигијенског становишта.

Од узорака сточне хране првенствено се контролише трава јер представља директан пут за контаминацију животиња које пасу (говед, овце, козе), као и други карактеристични узорци за исхрану животиња.

У новим правилницима за мониторинг [21, 22], осим на југу Србије, није предвиђена стална контрола земљишта. Земљиште је основна средина за миграцију радионуклида у биљке, одакле ови преко биљне исхране доспевају до човека или животиња. Врста земљишта утиче на расподелу радионуклида у самом земљишту и на трансфер истих у биљке. Миграција радионуклида у земљишту зависи од бројних еколошких чинилаца, посебно особина земљишта као што су: физичко-хемијска својства (садржај органске материје, рН вредност, минеролошки састав), структура (механички састав, порозност), водни режим (садржај воде, ниво подземних вода), агротехничке мере (обрада, ђубрење) и слично.

Земљиште контаминирано радионуклидима има важну улогу у контаминарању циклуса биљне и сточне производње. Узорке земљишта првенствено испитати гамаспектрометријски, а по потреби одређивати активност ^{90}Sr .

Програм осигурања и контроле квалитета у мониторингу треба да осигура следеће [19]:

- избор одговарајућих метода узорковања и испитивања,
- избор одговарајуће опреме, локације и фреквенције узорковања и одговарајућих процедура,

- прописно одржавање, тестирање и еталонирање опреме да би се осигурало њено коректно функционисање,
- коришћење одговарајућих калибрационих стандарда који су трасабилни до домаћих или међународних стандарда,
- међулабораторијско поређење на националном и међународном нивоу,
- процедуре и механизми контроле за процену ефективности програма мониторинга,
- анализа мерне несигурности,
- чување података,
- адекватна квалификација и тренинг особа за испитивања и коришћење опреме.

3.3. Путеви експозиције и процена дозе

Радиоактивне материје избачене у атмосферу се преносе ветром и шире се мешањем ваздуха. Радиоактивне материје из облака се преносе путем два значајна процеса: таложење честица из облака на површину изнад које пролази или спирањем падавинама. Ако радиоактивне материје потичу из ваздуха, радиоактивне честице могу се удахнути или депоновати на кожи. Честице депоноване на околним површинама могу се ресуспендовати ветром или људском активношћу, а затим удахнути. Такође, веома комплексан механизам је онај који укључује ланац исхране.

Брзина преноса радионуклида и њихова количина у различитим деловима ланца исхране одређена је многим физичким и биолошким факторима, много комплекснијим него што је сама ингестија и инхалација. Оно што је добро познато је да се радионуклиди у организмима понашају идентично као и њихови стабилни изотопи, тако да следе исте биохемијске и метаболичке путеве.

Дакле, постоје три главна пута експозиције: спољашње озрачење од радионуклида депонованих на земљишту, инхалација ресуспендованих материја и радиоактивност која потиче из хране. Путеви су сложени, а поједини детаљи механизма транспорта радиоактивности нису сасвим ни познати. Физички, хемијски и биолошки путеви у животној средини су повезани кроз биофизичке и биохемијске процесе од којих зависи егзистенција свих живих организама. Неки од тих процеса доводе до значајног разблажења, други до поновног физичког или биолошког концентрисања, праћеног трансфером радиоактивности кроз различите и понекад узајамно зависне путеве до човека.

Релативна важност различитих путева експозиције одређена је:

- врстом (алфа, бета, гама) и карактеристикама зрачења (период полураспада, енергија);
- физичким и хемијским карактеристикама средине (гасовита, течна, чврста);
- дисперзијом;
- карактеристикама животне средине (клима, живи свет, пољопривредна производња);

- карактеристикама експонованог становништва (начин исхране, навике, године старости, локација).

Код било каквог испуштања радиоактивности у животну средину најважније је предвиђање резултујуће дозе за човека. Процена ризика започиње дефинисањем извора испуштања радионуклида са свим релевантним информацијама о њему, што омогућава бољи избор модела транспорта радиоактивности који ће се користити у процени.

Процена дозе поред примене модела трансфера радиоактивности кроз животну средину обично укључује и мерења контаминације животне средине. Користе се модели који се заснивају на експерименталним резултатима, на карактеристикама испуштеног материјала и средине кроз коју се врши транспорт, путевима експозиције и ланцу исхране, као и на метаболизму одговарајућих радионуклида код човека [23, 24].

Процена дозе се врши за појединца из критичне групе. Критична група је група људи који због своје локације и навика представљају део становништва који ће примити највеће дозе од датог извора зачења.

Када су познате специфичне активности радионуклида у ваздуху, води и храни, за критичну групу потребно је познавати време проведено у различитим условима експозиције, количину удахнутог ваздуха, количину унесене хране и пића.

Најједноставније је израчунати ефективну дозу d_j од уноса радионуклида i ингестијом намирнице j по формули [23]:

$$d_j = m_j \cdot A_{ji} \cdot e(g)_{i,ing} \quad (1)$$

где су:

m_j - годишња потрошња намирнице j ,

A_{ji} - средња годишња специфична активност радионуклида i у намирници j ,

$e(g)_{i,ing}$ - очекивана ефективна доза по јединичном уношењу радионуклида i ингестијом у одговарајућој старосној групи.

Укупна ефективна доза d од уноса радионуклида i ингестијом свих намирница израчунава се по формули:

$$d = \sum_{j=1}^n d_j \quad (2)$$

где је n укупан број различитих намирница.

3.4. Моделирање простирања радионуклида у животној средини

Први корак је да се дефинише циљ моделирања. То може бити краткотрајни или дуготрајни ризик од директне контаминације из ваздуха и земљишта, од инхалације контаминираниог ваздуха или ингестије контаминираних биљака и животиња. Други корак је формирање одговарајућег блок-дијаграма система. Сваки елемент система може да се третира као систем од још ситнијих, једноставнијих елемената, а ови даље као нови системи и тако

даље [25, 26]. Одељци треба да буду препознатљиви делови екосистема који имају обично дефинисане границе, хомогени су по целој запремини, а примају, губе или одржавају садржај радионуклида. Зависне променљиве у моделу су одговарајуће активности у обележеним одељцима. Споља унета активност у одељак се практично моментално распоређује равномерно по свим његовим деловима. Поједини одељци могу бити искључени из модела због тога што нису значајни за конкретан резултат моделирања, или због тога што је трансфер кроз неке одељке много бржи од временске скале у којој се посматра пренос радиоактивности. На пример, у овом моделу, животиње могу бити укључене као један одељак или као више узастопних одељака (црева, крв, месо и млеко). Пошто се равнотежа у цревима, крви и млеку успоставља неколико дана после контаминирања траве, онда се код модела који прате дужи временски период ови појединачни одељци могу занемарити и одељак животиња заменити одељцима млеко и месо.

У свету су до сада развијени многи динамички модели који предвиђају транспорт радионуклида у ланцу исхране: **RADFOOD** [27], **PATHWAY** [28], **ECOSYS** [29], **FARMLAND** [29].

Главна примена динамичких модела је предвиђање последица испуштања радиоактивности у животну средину, кад је испуштање у околину у великој размери или је у више наврата. Ова предвиђања се могу користити за планирање противмера и процену здравствених, економских и социјалних утицаја акциденталног испуштања.

Након несреће у Чернобиљу указала се прилика да се провере предвиђања радиоеколошких модела поредећи са стварним резултатима мерења радиоактивности у животној средини. У периоду од 1986. до 1995. године, уз подршку Европске комисије, Међународна агенција за атомску енергију из Беча је покренула пројекат **VAMP (Validation of Environmental Model Predictions for the Transfer of Radionuclides in Terrestrial, Urban and Aquatic Environments and Acquisition of Data for that purpose)** за валидацију модела трансфера радиоактивности у животној средини, у копненим, урбаним и воденим срединама, као и прикупљање података потребних за ту сврху. Истовремено се радило на међународном кооперативном програму **BIOMOVs** и **BIOMOVs II (BIOspheric MOdel Validaton Study)** који је тестирао моделе који предвиђају трансфер радионуклида у животној средини и биоакумулацију [31-33].

Ово је био први пут да се модели тестирају подацима прикупљеним у бившем Совјетском Савезу. Иако су резултати добијени применом тестираних модела били истог реда величине, њихова тачност је зависила у неким ситуацијама од избора одговарајућег параметра за ту локацију. Уколико се модели користе за ситуацију за коју нису развијани, њихова неодређеност је већа. Неодређеност потиче нарочито од 2 фактора: неодређености у самом моделу и неодређености у вредности различитих параметара.

Сваки модел се заснива на извесним претпоставкама и у суштини је апроксимација реалности и, као такав, не може описати тачно све компоненте система у животној средини и све процесе који у њему учествују. Неодређеност настаје због поједностављења модела, због изостављања

важног дела система или због поједностављења нумеричког решавања проблема.

Резултати процене су много бољи ако се користе параметри радиоеколошких модела, нпр. биолошко време полураспада радионуклида и коефицијенти трансфера радионуклида кроз ланац исхране, одређени на локацијама за које се и примењују [26].

3.5. Најзначајнији радионуклиди

Јод је минерал који је значајан за исхрану, а пошто се у природи ретко налази додаје се кухињској соли. Око 70-80% јода се налази у штитној жлезди. Његов изотоп ^{131}I (време полураспада 8,02 дана) је један од главних физионих продуката уранијума и плутонијума и сачињава 3% укупних физионих продуката по тежини. Главни механизам производње ^{131}I је бомбардовање ^{130}Te неутронима у нуклеарном реактору. ^{130}Te апсорбује неутрон и прелази у ^{131}Te , који бета распадом, са временом полураспада од 25 минута, прелази у ^{131}I . Овај радионуклид, бета распадом са вероватноћом од 89% прелази у ^{131}Xe уз емисију једног гама фотона, где је енергија електрона ослобођеног бета распадом једнака 606 keV (принос 89%, енергије 248–807 keV са приносом од 11%), а енергије гама фотона су 364 keV (принос 81%) и 723 keV (принос 19%). Електрони, емитовани у бета распаду ^{131}I изазивају мутације и смрт ћелија у које продиру. Типична енергија ових електрона је 190 keV, што значи да им је дубина пенетрације од 6 mm до 2 mm. Јод бива апсорбован из хране и концентрише се у тироидној жлезди, чије нормално функционисање зависи од присуства јода. Када је ^{131}I присутан у околини у високим концентрацијама, могућ је његов унос ингестијом, што доводи до концентрације овог изотопа јода у тироидној жлезди. Примарни ризик при излагању ^{131}I је управо оштећење тироидне жлезде, које може узроковати појаву радиогеног тироидног канцера.

Цезијум је алкални метал, који се у природи налази у малим количинама, као стабилни изотоп ^{133}Cs . Основни извор стабилног цезијума су стене и земљиште. Радиоактивни изотопи ^{134}Cs и ^{137}Cs су доспели у животну средину путем падавина, након нуклеарних проба шездесетих година и после несреће у Чернобилу 1986. године и Фукушими 2011. године. Ови радионуклиди су бета-гама емитери. Њихове хемијске карактеристике су исте, па је и њихово метаболичко понашање у живим организмима идентично. Биолошка специфичност радионуклида ^{134}Cs и ^{137}Cs је што се јони цезијума у организму понашају аналогно калијуму, па се због тога налазе у свакој ћелији организма. Зато ови радионуклиди представљају органотропне радионуклиде јер немају критични орган. Биолошко време полураспада за оба радионуклида је веома слично (20 до 140 дана), а разликује се код појединих врста животиња и код човека. Физичко време полураспада је за ^{134}Cs краће (2,1 година) па је његово задржавање у животној средини мање. Због хемијске сличности са калијумом, покретљивост цезијума у биолошким системима је висока. Због дугог периода полураспада ^{137}Cs (30 година) прати се његова активност у свим зорцима из животне средине.

Стронцијум је земноалкални метал чија је распрострањеност 0,008% од целокупног броја атома у Земљиној кори. Природни стронцијум састоји се из смеше четири стабилна изотопа ^{84}Sr , ^{86}Sr , ^{87}Sr и ^{88}Sr , где је ^{88}Sr најзаступљенији изотоп са 82,56%. На Земљиној површини стронцијум је неравномерно дистрибуиран, али се ипак може наћи у свим узорцима минералног и органског света. Обзиром да представља хемијски аналог калцијума, који је један од основних елемената живих организама, стронцијум се такође укључује у процесе биолошког циклуса.

Са открићем фисије и након првих нуклеарних експеримената (1945. године) у животну средину човека ушао је и радиоактивни изотоп стронцијума, ^{90}Sr , који настаје фисијом језгара тешких елемената као што су ^{235}U и ^{239}Pu . Након нуклеарних тестова и акцидента, ^{90}Sr се из ваздуха на Земљину површину депоновао падавинама те његова дистрибуција следи активност ваздуха и падавина. На дистрибуцију ^{90}Sr на површини утичу и геохемијски фактори земљишта, као и климатске појаве. Након контаминације земљине површине, 60-80% ^{90}Sr се налази у првих 5 cm земљишта, али, иако се процес одвија веома споро, стронцијум временом мигрира у дубље слојеве земљишта.

4. РЕЗУЛТАТИ МЕРЕЊА АКТИВНОСТИ РАДИОНУКЛИДА

Акцидент у Чернобиљу је довео до контаминације 200000 km² у Европи [34]. Процењена емитована активност радионуклида током чернобилске несреће дата је у табели 1 [34] и она је много мања него што је првобитно било процењено и објављено 10 година након акцидента [10].

Резултати мерења, процене дозе, ремедијација и остале препоруке су објављени у многим часописима и на многим конференцијама. Резултати мерења активности различитих радионуклида у животној средини Србије и Црне Горе у првој декади након акцидента у Чернобиљу приказани су на скупу «Чернобил, 10 година после» који је организовало Југословенско друштво за заштиту од зрачења 1996. године у Будви и на свим симпозијумима друштва. Први резултати мерења у Србији и Црној Гори након акцидента у Фукушими приказани су на XXVI симпозијуму Друштва за заштиту од зрачења Србије и Црне Горе, одржаног на Тари 2011. године.

4.1. Резултати мерења у Србији након акцидента у Чернобиљу

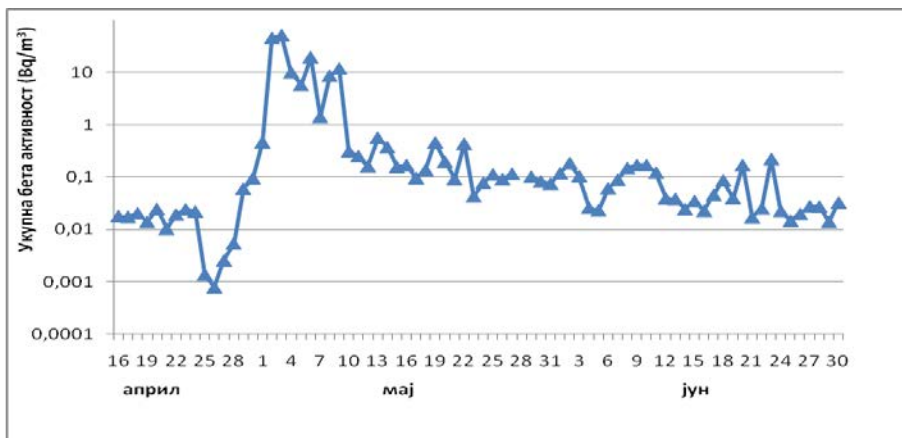
Укупна бета активност у ваздуху и падавинама (чврсте падавине и атмосферски талог) од средине априла до краја јуна 1986. године, мерена у Београду, приказана је на сликама 2 и 3 респективно [26, 35]. Мерење је обављено у Институту за медицину рада Србије „Др Драгомир Карајовић“ у току редовног мониторинга радиоактивности у Србији.

Табела 1. Процена емитоване активности радионуклида током чернобиљске несреће [34]

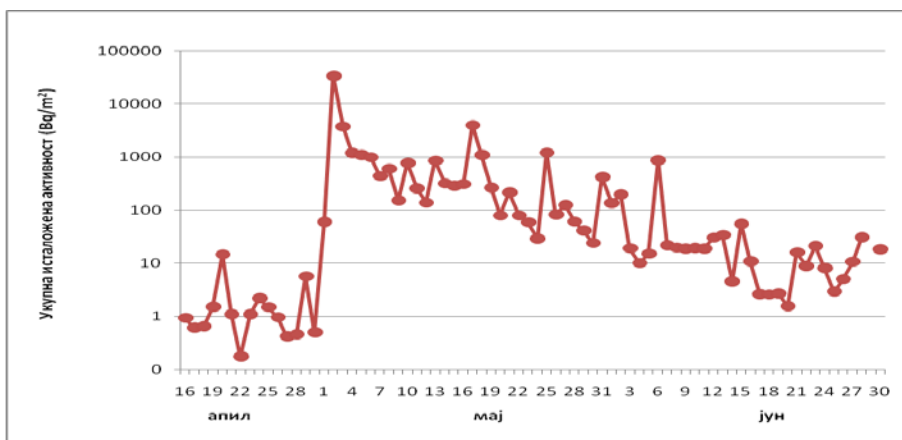
Нуклид	Време полураспада	Активност (10^{15} Вq)
^{85}Kr	10,72 g	33
^{133}Xe	5,25 d	6500
^{131}I	8,04 d	~ 1760
^{134}Cs	2,06 g	~ 47
^{137}Cs	30,0 g	~ 85
^{132}Te	3,26 d	~ 1150
^{89}Sr	50,5 d	~ 115
^{90}Sr	29,12 g	~ 10
^{140}Ba	12,7 d	240
^{95}Zr	64,0 d	84
^{99}Mo	2,75 d	> 72
^{103}Ru	39,3 d	> 168
^{106}Ru	368	> 73
^{141}Ce	32,5 d	84
^{144}Ce	284 d	~ 50
^{239}Np	2,35 d	400
^{238}Pu	87,74 g	0,015
^{239}Pu	24065 g	0,013
^{240}Pu	6537 g	0,018
^{241}Pu	14,4 g	~ 2,6
^{242}Cm	18,1 g	~ 0,4

Резултати мерења активности ^{137}Cs и ^{90}Sr у ваздуху и падавинама у првој декади након акцидента у Чернобиљу показују значајно повећање радиоактивности у 1986. години у односу на претходне године, слика 4 [36]. Одмах након акцидента постојала је корелација активности у ваздуху и падавинама, док у каснијем периоду корелације више нема [37].

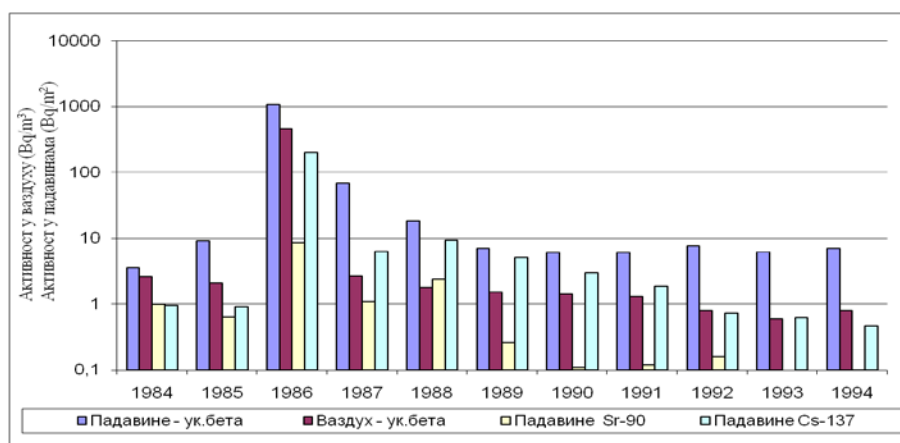
У узорцима аеросола из јуна 1998. године ^{137}Cs је детектован на све четири мерне станице (Београд, Ниш, Палић и Зајечар) [38]. Измерена активност ^{137}Cs се кретала од $0,009 \text{ mBq/m}^3$ до $0,028 \text{ mBq/m}^3$, чиме је потврђено да се у Србији детектовао ^{137}Cs из акцидента Ацеринокс у Шпанији. Након тога активност ^{137}Cs у ваздуху и падавинама је била испод границе детекције [39, 40] до акцидента у Фукушими 2011. године.



Слика 2. Укупна бета активност у ваздуху у Београду у пролеће 1986. године [26]



Слика 3. Укупна бета активност у падавинама у Београду у пролеће 1986. године [26]



Слика 4. Радиоактивност ваздуха и падавина у Србији (1984-1994) [36]

Активност ^{137}Cs и ^{90}Sr у земљишту, води за пиће и људској храни такође је била највећа у години акцидента [41]. У периоду 1986-2005. године узорци земљишта (необрадиво и обрадиво) су сакупљани два пута годишње (пролеће и јесен) у Београду, Новом Саду, Суботици (Палићу), Ужицу (Златибору), Нишу и Зајечару.

Узорци необрадивог земљишта сакупљани су у овим местима у току априла и октобра сваке године, са дубина 0-5 cm, 5-10 cm и 10-15 cm, а узорци обрађиваног земљишта са дубина 0-10 cm, 10-20 cm и 20-30 cm.

Анализирајући резултате мерења ^{90}Sr и ^{137}Cs у необрадивом земљишту [42-44] јасно се уочава да током година специфична активност ових радионуклида нешто опада, али да је због дугог времена полураспада ових радионуклида њихова активност још увек значајана. У првим годинама након чернобиљског акцидента концентрација ^{137}Cs и ^{90}Sr у необрадивом земљишту је много већа у првом, површинском слоју земљишта, док у обрадивом земљишту та разлика није тако изражена. Временом ^{137}Cs и ^{90}Sr прелазе у дубље слојеве земље.

Дистрибуција ^{137}Cs по површини земљишта је била неравномерна и нехомогена. Зато мерења показују некад веће концентрације неколико година након акцидента у Чернобилу, на пример у Београду је највећа измерена вредност била 1991. Године и износила је 233 Bq/kg, у Новом Саду је измерена највећа вредност 1990. године 73,4 Bq/kg, а на Палићу 1993. године измерено је 39,6 Bq/kg. Највећа измерена концентрација ^{137}Cs у једном узорку необрадивог земљишта је била 1990. године на Златибору и износила је 1540 Bq/kg [43].

Активност ^{90}Sr измерена у необрадивом земљишту у Београду, Новом Саду, Палићу, Нишу и Зајечару у 1986. години кретала се од 0,6 Bq/kg до 15,2 Bq/kg [43], док се у наредним годинама ова активност смањила неколико пута. Највећа измерена концентрација ^{90}Sr у једном узорку необрадивог земљишта измерена је 1989. године на Златибору и износила је 39,5 Bq/kg.

Због дугог времена полураспада ^{137}Cs његова активност у земљишту је још увек значајна. У периоду од 1998. до 2005. године измерене активности ^{137}Cs у необрадивом земљишту кретале су се од $< 0,5$ Bq/kg у Нишу до 397 Bq/kg на Златибору. У истом периоду, измерене вредности специфичне активности ^{90}Sr у необрадивом земљишту кретале су се од $< 0,04$ Bq/kg до 8,9 Bq/kg, колико је измерено у Београду.

Код култивисаних биљака (поврће, воће, житарице) због ниских коефицијената преласка ових радионуклида из земљишта у биљке [45], активност у храни није била висока [46-50]. Највећа измерена вредност активности ^{137}Cs у 1986. години била је у житарицама и износила је 244,3 Bq/kg. Средња вредност ^{137}Cs у воћу и поврћу те године кретала се од 53,8 Bq/kg до 75,9 Bq/kg, а у 1987. години средња вредност активности ^{137}Cs била је мања од 38 Bq/kg [47].

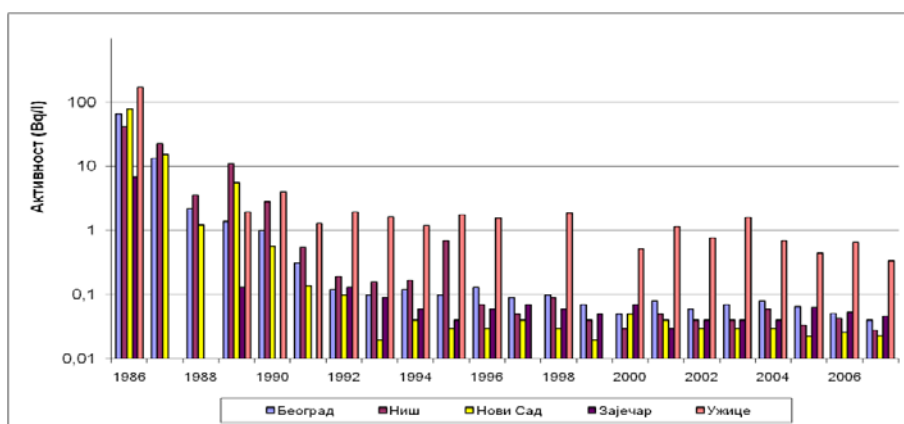
Активност ^{137}Cs у сточној храни 1986. године је била висока [51], нарочито у трави (2652 Bq/kg), луцерки (791 Bq/kg) и сену (886 Bq/kg). У кукурузу и силажи активност ^{137}Cs се кретала од 2,1 Bq/kg до 10,7 Bq/kg.

Активност ^{90}Sr у Србији 1986. године у воћу, поврћу, меду и житарицама кретала се од 0,9 Bq/kg до 3,2 Bq/kg [52], а од 1987. године све су вредности

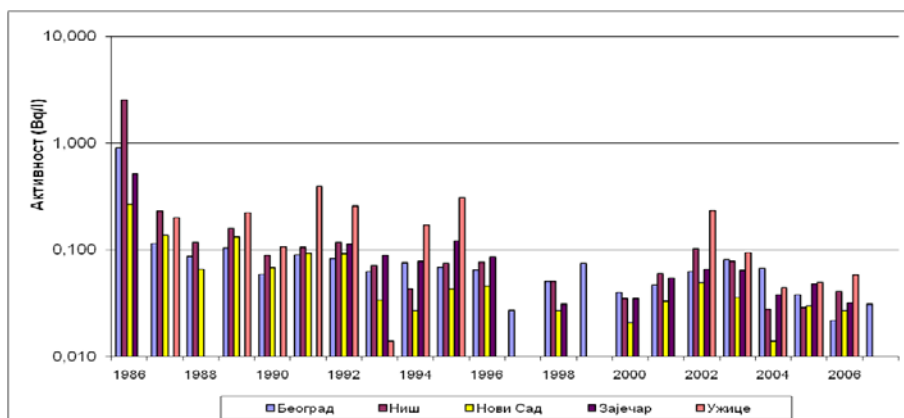
биле мање од 1 Bq/kg. Активност ^{90}Sr у кукурузу, силажи, сену и јечму била је мања од 10,8 Bq/kg, док је највећа активност била у трави и луцерки у Ужицу (203,2 Bq/kg).

Просечна годишња активност ^{137}Cs у млеку у 1986. години у Београду била је 67,1 Bq/l, у Нишу 41,6 Bq/l, у Новом Саду 79,6 Bq/l, у Зајечару 6,9 Bq/l, и највећа на Златибору 172,3 Bq/l [26, 53-55]. Просечна годишња активност ^{90}Sr у млеку 1986. године у Београду била је 0,91 Bq/l, у Новом Саду 0,27 Bq/l, у Зајечару 0,52 Bq/l, и највећа у Нишу 2,5 Bq/l [26, 52, 55].

Од 1987. године активност ^{137}Cs и ^{90}Sr у млеку вишеструко опада у односу на активност 1986. године [53-56]. Данас је активност ових радионуклида значајно ниска у региону Београда, Ниша, Новог Сада и Зајечара (слике 5 и 6), док је у региону Ужица активност ^{137}Cs већа за ред величине од вредности у другим местима [26].



Слика 5. Средње годишње вредности активности ^{137}Cs у млеку у Србији [26]



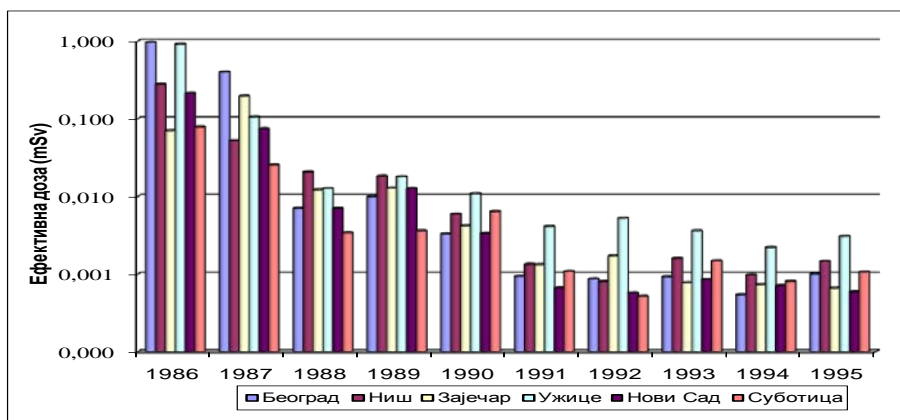
Слика 6. Средње годишње вредности активности ^{90}Sr у млеку у Србији [26]

Израчунате ефективне дозе зрачења од уноса ^{137}Cs и ^{90}Sr ингестијом за просечног одраслог становника у Србији након акцидента у Чернобиљу приказане су у многим радовима [42, 47, 49-50]. За израчунавање дозе коришћени су резултати мерења активности ^{137}Cs и ^{90}Sr добијени кроз мониторинг радиоактивности у Србији, а на основу формуле (1), која је примењена на 6 категорија намирница (поврће, месо, житарице, воће, млеко и млечни производи). У 1986. години ефективна дозе зрачења од уноса ^{137}Cs и ^{90}Sr ингестијом за просечног одраслог становника у Србији је била 0,662 mSv и 0,020 mSv респективно [42, 49-50]. Израчунато по регионима ефективне дозе зрачења од уноса ^{137}Cs ингестијом била је у Нишу 0,279 mSv, у Новом Саду 0,213 mSv, у Зајечару 0,071 mSv, у Суботици 0,079 mSv, а највећа Београду 0,963 mSv и Ужицу 0,915 mSv [49]. Ефективна доза зрачења од уноса ^{137}Cs ингестијом по регионима у периоду 1986-1995. године приказана је на слици 7.

На основу ових резултата можемо закључити да је израчуната ефективна доза зрачења која потиче од ^{137}Cs и ^{90}Sr унетих ингестијом у 1986. години била испод препоручене годишње границе примљене дозе за појединца из становништва, а која износи 1 mSv/год и односи се на збир одговарајућих доза од спољашњег излагања и очекиване ефективне дозе унутрашњег излагања од извора зрачења вештачког порекла, за период од годину дана.

4.2. Резултати мерења у Србији након акцидента у Фукушими

Радиоактивна контаминација након акцидента у Фукушими је очекивана у Јапану и Азији, али због транспорта радионуклида изнад Пацифика у правцу Северне Америке, контаминација је детектована на целој северној хемисфери, па и код нас [17, 57]. Присуство фисионих продуката се очекивало 15 дана после акцидента, па је редовни мониторинг у Институту Винча, који, поред других анализа, обухвата месечно гамаспектрометријско испитивање активности радионуклида у ваздуху и падавинама проширен на свакодневну контролу аеросолних филтера и падавина, као и мерење укупне алфа и бета активности у овим узорцима, почевши од 21. марта 2011. године.



Слика 7. Ефективне дозе зрачења од уноса ^{137}Cs ингестијом [57]

Иако је Фукушима удаљена 9044 km од Београда, у узорцима аеросола из приземног слоја атмосфере су детектовани радионуклиди ^{131}I , ^{134}Cs и ^{137}Cs . Максимална измерена активност ^{131}I била је $1,3 \text{ mBq/m}^3$ у узорку од 29-30. марта, док су максималне активности ^{134}Cs и ^{137}Cs биле 0,07 и 0,09 mBq/m^3 у узорку од 11. до 12. априла 2011. године, редом. Ови резултати су 3 до 4 реда величине мањи од резултата добијених мерењем 1986. године након акцидента у Чернобиљу, што је и очекивано због велике раздаљине до Фукушима и познатог ефекта разблажења [17, 57].

Након детекције ^{131}I у ваздуху неколико дана касније је детектован и у другим узорцима из животне средине: трави, детелини и млеку [58, 59]. Посебно су испитивани узорци млека (кравље, овчије и козје). Узорци млека сакупљани су на 13 локалитета, па упркос великим удаљеностима између извора и области депозиције, трагови ^{131}I су детектовани у узорцима козијег и овчијег млека на територији Србије [53, 58]. С обзиром на ниске активности, присутни јод није представљао радијациони ризик за становништво Србије.

Активност ^{137}Cs у свим узорцима млека је била веома мала, па у случајевима кад у истим узорцима није детектован и ^{131}I , може се закључити да је присуство цезијума у овим узорцима највероватније последица чернобиљског акцидента.

Израчуната ефективна доза зрачења која потиче од ^{137}Cs унетог ингестијом у 2011. години није се разликовала од резултата из претходних година.

5. ШТА СМО НАУЧИЛИ?

Велики материјални губици и огромна цена санирања последица нас опомињу да је неопходно ригорозно поштовање међународних сигурносних захтева приликом дизајна, конструкције и рада у нуклеарним електранама без обзира на цену улагања у сигурносне системе.

Акцидент у Чернобиљу, проузрокован људском грешком, довео је до великих социјалних и економских последица не само у Украјини већ и у околним земљама (Русија, Белорусија). Осим очигледних последица по здравље људи коју су били у електрани и ближој околини за време акцидента, неправовремене информације и спора евакуација доводе до великих здравствених последица и за остало становништво.

Овај акцидент је утицао и на неадекватну перцепцију ризика од зрачења од стране становништва, што је довело до многих психолошких проблема и погоршање здравља и квалитета живота. Због тога је неопходно стално информисање становништва о могућим ризицима и безбедном коришћењу нуклеарне енергије.

Сазнање да медицинско особље није било адекватно обучено и није било добро опремљено да би се минимизовале последице овако великог акцидента довело је до тога да је у свим земљама уложен велики напор за боље опремање медицинских лабораторија и набавку адекватне опреме за мерење радиоактивности и санирање последица, као и тренинг одговарајућег особља.

Благовремено примењене мере ремедијације земљишта [60] или примене протектора код узгајања животиња [60, 61] могу значајно смањити примљене дозе од ингестије хране.

Побољшање квалитета и поузданости резултата аналитичких мерења код мониторинга радиоактивности у животној средини остварује се применом програма осигурања и контроле квалитета [62, 63]. Осигурање квалитета испитивања у мониторингу радиоактивности обезбеђује се применом стандардних метода, добром обуком особља и еталонирањем опреме. Поверење у квалитет еталониране опреме се потврђује спровођењем контроле квалитета рада опреме у одређеним временским интервалима провером параметара који су карактеристични за дату врсту опреме.

Неадекватна и неправовремена мерења радиоактивности након акцидента довела су до успостављања захтева за акредитацију лабораторија, учествовање у међулабораторијским поређењима, чиме се потврђује њихова компетентност, формирање мреже лабораторија за мерење радиоактивности у животној средини АЛМЕРА (Analytical Laboratories for the Measurement of Environmental Radioactivity), успостављање планова за деловање у случају ванредног догађаја и унапређења система за рану најаву акцидента.

Почетком 2011. године Агенција за заштиту од јонизујућих зрачења и нуклеарну сигурност Србије је потписала споразум са Европском Унијом према коме се подаци из Система правовремене најаве радијационог акцидента шаљу у европску мрежу за размену података EURDEP (European Radiological Data Exchange Platform). Овим споразумом се Агенција обавезује да податке о јачини амбијенталног еквивалента дозе шаље EURDEP мрежи у редовним условима и у ванредним ситуацијама. Такође, Агенцији је споразумом омогућен приступ подацима о мониторингу радиоактивности свих других држава чланица EURDEP тако да Агенција, у сваком тренутку, има податке о вредностима јачине амбијенталног еквивалента дозе измереним у државама Европске уније.

Измерене вредности јачине амбијенталног еквивалента дозе у 9 градова и количина падавина у 6 градова могу се видети онлајн на сајту Агенције за заштиту од јонизујућих зрачења и нуклеарну сигурност [64].

6. ЛИТЕРАТУРА

- [1] https://en.wikipedia.org/wiki/Nuclear_and_radiation_accidents_and_incidents#Nuclear_power_plant_accidents
- [2] R. L. Kathren. Radioactivity in the Environment: Sources, Distribution and Surveillance. Harwood Academic Publishers, New York, 1986.
- [3] И. Драганић, З. Драганић, Ж. Адолф. Радијације и радиоактивност на земљи и у васиони. Дечје новине, Београд, 1991.
- [4] H. J. Dunster, H. Howells and W. L. Templeton, District surveys following the Windscale incident, October 1957. Proceedings of the Second United Nations International Conference on the Peaceful Uses of Atomic Energy, Geneva, 1 September–13 September 1958. Volume 18: Waste Treatment and Environmental Aspects of Atomic Energy, Geneva: United Nations, pp 296–308 (рад поново објављен: H. J. Dunster, H. Howells, W.L. Templeton. District Surveys following the Windscale Incident, October 1957. J. Radiol. Prot. 27, (2007) 217–230).

- [5] И. Драганић. Кроз свет радијација и радиоактивности. Музеј науке и технике, Београд, 1996.
- [6] J. I. Fabrikant. Health Effects of the Nuclear Accident at Three Mile Island. *Health Phys.* 40 (1981) 151-161
- [7] One Decade After Chernobyl. Summing up the Consequences of the Accident, IAEA, Vienna, 1996.
- [8] https://en.wikipedia.org/wiki/Chernobyl_Nuclear_Power_Plant_sarcophagus
- [9] Summary Report on the Post-Accident Review Meeting on the Chernobyl Accident, *Safety series No. 75-INSAG-1*, IAEA, Vienna, 1986.
- [10] Chernobyl - Ten Years On - Radiological and Health Impact, NEA, Paris, 1996.
- [11] International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources, *Safety Series No. 115*, IAEA, Vienna, 1994.
- [12] Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experience. Report of the Chernobyl Forum Expert Group Environment, IAEA, Vienna, 2006.
- [13] https://en.wikipedia.org/wiki/Chernobyl_New_Safe_Confinement
- [14] https://sh.wikipedia.org/wiki/Nesreća_u_nuklearnoj_elektrani_Fukushi_ma_1
- [15] <https://www.elsevier.com/connect/5-years-after-fukushima-insights-from-current-research#human-health>
- [16] R.Wakeford. Editorial: And now Fukusihima. *J.Radiol. Prot.* 31 (2011) 167-176
- [17] 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.
- [18] O. Masson, A. Baeza, J. Bieringer, K. Brudecki, S. Bucci, M. Cappai, F.P. Carvalho, O. Connan, C. Cosma, A. Dalheimer, D. Didier, G. Depuydt, L.E. De Geer, A. De Vismes, L. Gini, F. Groppi, K. Gudnason, R. Gurriaran, D. Hainz, O. Halldorsson, D. Hammond, O. Hanley, K. Holey, Zs. Homoki, A. Ioannidou, K. Isajenko, M. Jankovic, C. Katzlberger, M. Kettunen, R. Kierepko, R. Kontro, P.J.M. Kwakman, M. Lecomte, L. Leon Vintro, A.-P. Leppanen, B. Lind, G. Lujanene, P. McGinnity, C. Mc Mahon, H. Mala, S. Manenti, M. Manolopoulou, A. Mattila, A. Muring, J.W. Mietelski, B. Møller, S.P. Nielsen, J. Nikolic, R.M.W. Overwater, S. E. Palsson, C. Papastefanou, I. Penev, M.K. Pham, P.P. Povinec, H. Rameback, M.C. Reis, W. Ringer, A. Rodriguez, P. Rulík, P.R.J. Saey, V. Samsonov, C. Schlosser, G. Sgorbati, B. V. Silobritiene, C. Soderstrom, R. Sogni, L. Solier, M. Sonck, G. Steinhauser, T. Steinkopff, P. Steinmann, S. Stoulos, I. Sykora, D. Todorovic, N. Tooloutalaie, L. Tositti, J. Tschiersch, A. Ugron, E. Vagena, A. Vargas, H. Wershofen, O. Zhukova. Tracking of Airborne Radionuclides from the Damaged Fukushima Dai-Ichi Nuclear Reactors by European Networks. *Environ. Sci. & Technol.* 45 (2011) 7670-7677.
- [19] ENVIRONMENTAL AND SOURCE MONITORING FOR PURPOSES OF RADIATION PROTECTION, *Safety Standards Series No. RS-G-1.8*, 2005.
- [20] PROGRAMMES AND SYSTEMS FOR SOURCE AND ENVIRONMENTAL RADIATION MONITORING, *Safety Report Series No. 64*, IAEA, Vienna, 2010.
- [21] Правилник о утврђивању програма систематског испитивања радиоактивности у животној средини, Сл. Гл. РС 100/10 од 28.12.2010.
- [22] Правилник о мониторингу радиоактивности, Сл. Гл. РС 97/11 од 21.12.2011.
- [23] Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment, *Safety Report Series No. 19*, IAEA, Vienna, 2001.
- [24] J.E. Till, H.R. Meyer. Radiological Assessment, A textbook on Environmental Dose Analysis, Washington, 1983.
- [25] Д. Ристановић. Сваремена биофизика: 3. Математичко моделовање појава у биолошким системима. Научна књига, Београд, 1989.

- [26] Гордана Пантелић. Генетски алгоритми, докторска дисертација, Физички факултет, Београд, 2010.
- [27] J. Koch, J. Tadmor. RADFOOD - A Dynamic Model for Radioactivity Transfer Through the Human Food Chain. *Health Phys.* 50(6) (1986) 1721-1737.
- [28] F.W. Whicker, T.B. Kirchner. PATHWAY: A Dynamic Food-Chain Model to Predict Radionuclide Ingestion After Fallout Deposition., *Health Phys.* 52 (6) (1987) 717-737.
- [29] H. Müller, G. Pröhl. ECOSYS-87: A Dynamic Model for Assessing Radiological Consequences of Nuclear Accidents. *Health Phys.* 64 (3) (1993) 232-252.
- [30] J. Brown, J.R. Simmonds. FARMLAND: A Dynamic Model for the Transfer of Radionuclides Through Terrestrial Foodchains. Report NRPB-R273, Chilton, 1995.
- [31] Wash-off of Sr-90 and Cs-137 from Two Experimental Plots: Model Testing Using Chernobyl Data. Stockholm: Swedish Radiation Protection Institute, *BIOMOVS II Technical Report No. 9*, IAEA, Vienna, 1996.
- [32] Assessment of the Consequences of the Radioactive Contamination of Aquatic Media and Biota: Model Testing Using Chernobyl Data. Stockholm: Swedish Radiation Protection Institute, *BIOMOVS II Technical Report No.10*, IAEA, Vienna, 1996.
- [33] Atmospheric Resuspension of Radionuclides: Model Testing Using Chernobyl Data. Stockholm: Swedish Radiation Protection Institute, *BIOMOVS II Technical Report No.11*, IAEA, Vienna, 1996.
- [34] Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experience, Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment', *Radiological Assessment Reports Series*, IAEA, Vienna, 2006.
- [35] Радиоактивност животне средине у Србији у 1986. години, Завршни елаборат, Институт за медицину рада и радиолошку заштиту "Др Драгомир Карајовић", Београд, 1987.
- [36] И. Петровић, Р. Брновић, Љ. Мијатовић, М. Вукотић, Г. Пантелић. Радиоактивност у ваздуху и падавинама у Србији за период 1984-1994. год. *Зборник радова саветовања Чернобил, 10 година после*, 63-66, Будва, 4-6. јун 1996.
- [37] I. Petrović, G. Pantelić. Correlation of ^{137}Cs in aerosol and fallout in Belgrade for the period 1991-1994. *I Regional Symposium Chemistry and the Environment*, 971-974, Vrnjačka Banja, 25-29. September 1995.
- [38] I. Petrović, G. Pantelić. ^{137}Cs activities in the air on the territory of Serbia during the period 1993-1999. *Proceedings of 3rd International Yugoslav Nuclear Society Conference, Vinča Bulletin, Volume 6, Supplement 1*, 791-794, Belgrade, 2-5th October 2001.
- [39] V. Vuletić, G. Pantelić, I. Tanasković, Lj. Javorina, M. Eremić-Savković. Control of air and atmospheric deposition radioactivity in Belgrade during 2001. *Arch. Toxicol. Kinet. Xenobiot. Metab.*, Vol. 10, No. 1-2 (2002) 190-191.
- [40] Г. Пантелић, В. Вулетић, И. Танасковић, Љ. Јаворина. Радиоактивност у ваздуху у Београду од 1999. до 2003. године. *Зборник радова XXXI саветовања Заштита ваздуха '03*, 83-86, Београд, 16-17. децембар 2003.
- [41] Г. Пантелић, Р. Брновић, И. Петровић, Љ. Мијатовић. Радиоактивност у Србији после акцидента у Чернобилу. *Зборник радова саветовања Чернобил, 10 година после*, 57-61, Будва, 4-6. јун 1996.
- [42] Г. Пантелић, В. Вулетић, М. Еремић-Савковић, Љ. Јаворина, И. Танасковић. Радиоеколошки мониторинг у Србији. *Архив ветеринарске медицине*, Vol. 2, бр.2 (2009) 59-69.
- [43] Г. Пантелић, М. Еремић-Савковић, В. Вулетић. Испитивање земљишта у оквиру програма мониторинга радиоактивности животне средине у Србији. *Контаминација земљишта Србије радионуклеидима и могућност њихове ремедијације, монографија, уредник/едитор др Мирјана Стојановић, ИТНМС*, 141-164, Београд, 2006.
- [44] G. Pantelić, M. Eremić-Savković, G. Vitorović, V. Vuletić, I. Tanasković, Lj. Javorina. Radionuclides activity concentration in soil in Serbia, Proceedings of Third European IRPA Congress, P16-24, 1-4, Helsinki, Finland, 14-16 June 2010.

- [45] Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments, *Technical Reports Series No. 472*, IAEA, Vienna, 2010.
- [46] G. Pantelic, Lj. Javorina, G. Vitorovic, V. Vuletic, I. Tanaskovic, M. Eremic-Savkovic. Two decades of ^{137}Cs Activity Measurements in Cattle Feed and Milk in Serbia. *IRPA Regional Congress for Central and Eastern Europe - Regional and Global Aspects of Radiation Protection*; Full Papers CD, Paper T9 O-7, Brasov, Romania, 24-28 September 2007.
- [47] Г. Пантелић, Р. Брновић. Интерна контаминација цезијумом 137 путем исхране за становништво Србије у периоду 1986-1990. год. *Зборник радова XVI Југословенског симпозијума за заштиту од зрачења*, 103-106, Неум, 28-31. мај 1991.
- [48] G. Pantelić, Lj. Javorina, V. Vuletić, I. Tanasković. Radionuclides in our diet. *Proceedings of IRPA-11*, 6c-27, 1-4, Madrid, 2004.
- [49] G. Pantelić, Lj. Javorina, V. Vuletić, I. Tanasković, M. Eremić-Savković. Assessment of Cs-137 effective dose due to food consumption in Serbia. *International Conference on Environmental Radioactivity: From measurements and Assessments to Regulation*; IAEA-CN-145/168P, 1-5, Vienna, 23-23th April 2007.
- [50] Г. Пантелић, Љ. Јаворина, И. Танасковић, В. Вулетић, М. Еремић-Савковић. Мониторинг радиоактивности животне средине и процена ефективне дозе зрачења за становништво Србије која потиче од уноса ^{137}Cs и ^{90}Sr ингестијом. *Зборник радова XXIII симпозијума друштва за заштиту од зрачења Србије и Црне Горе*, 89-96, Доњи Милановац, 26-28. септембар 2005.
- [51] Г. Пантелић, И. Петровић, Г.Виторовић. Одређивање активности ^{137}Cs у храни. *Зборник радова III југословенског симпозијума прехрамбене технологије*, 131-136, Београд, 4-6. фебруар 1998.
- [52] И. Петровић, Р. Брновић, Г. Пантелић. Одређивање активности ^{90}Sr у храни. *Зборник радова III југословенског симпозијума прехрамбене технологије*, 127-130, Београд, 4-6. фебруар 1998.
- [53] Г. Виторовић, Б. Митровић, Г. Пантелић, Д. Виторовић, М. Стојановић, С. Грдовић. Радиоактивност млека у Србији од Чернобиља 1986. до Фукушима 2011. године. *Ветеринарски гласник 67 (3-4) (2013) 237-244*.
- [54] G. Pantelić, I. Petrović, G. Vitorović, B. Draganović, G. Spahić. ^{137}Cs activity in cattle feed and milk, after the Chernobyl accident. *Acta Veterinaria, Vol. 49, No. 5-6 (1999) 371-378*.
- [55] Љ. Јаворина, Г. Пантелић, И. Танасковић, М. Еремић, В. Вулетић. Специфична активност радионуклида у млеку и млечним производима од 1995-2000. године у Републици Србији. *Зборник радова XXI симпозијума југословенског друштва за заштиту од зрачења*, 143-146, Кладово, 10-12. октобар 2001.
- [56] М. Вићентијевић, Р. Митровић, Г. Пантелић, Д. Вуковић. РХ експертиза млека и млечних производа. *ECOLOGICA 16, број 55 (2009) 375-378*.
- [57] Г. Пантелић, Д. Тодоровић, Ј. Николић, М. Јанковић. Контрола радиоактивности ваздуха у Београду - последице Фукушима. *Зборник радова XXVI симпозијума друштва за заштиту од зрачења Србије и Црне Горе*, 129-132, Тара, 12. -14. октобар 2011.
- [58] В. Вулетић, Г. Виторовић, Б. Митровић, Г. Пантелић, В. Андрић. Радиоактивност млека у Србији у 2011. години. *Зборник радова XXVI симпозијума друштва за заштиту од зрачења Србије и Црне Горе*, 124-128, Тара, 12. -14. октобар 2011.
- [59] Д. Вуковић, Р. Митровић, М. Вићентијевић, Г. Пантелић. Контрола радиоактивности након Фукушима акцидента. *Зборник радова XXVI симпозијума друштва за заштиту од зрачења Србије и Црне Горе*, 133-136, Тара, 12. -14. октобар 2011.
- [60] N.A. Beresford, S. Fesenko, A. Konoplev, L. Skuterund, J.T. Smith, G. Voigt. Thirty years after the Chernobyl accident: What lessons have we learnt? *Journal of Environmental radioactivity 157 (2016) 77-89*.
- [61] Г. Виторовић, Б. Драгановић, И. Петровић, Г. Пантелић, Ј. Станковић. Заштитни ефекат AFCF на смањено депоновање Cs-137 у месу бројлерских пилића. *Зборник*

- радова XVIII Југословенског симпозијума за заштиту од зрачења*, 355-358, Бечићи, 24-26. мај 1995.
- [62] G. Pantelić, D. Todorović, J. Nikolić, M. Eremić savković, M. Janković, M. Rajačić, N. Sarap, Lj. Javorina. Osiguranje i kontrola kvaliteta u laboratorijama koje vrše monitoring radioaktivnosti. *Šesti međunarodni kongres "Ekologija, zdravlje, rad, sport"*, Zbornik radova 2, Ed. S. Dikić, 206-213, Banja Luka, Republika Srpska, 5 - 8 septembar 2013.
- [63] J.D. Krneta Nikolić, D.J. Todorović, M.M. Janković, G.K. Pantelić, M.M. Rajačić. Quality Assurance and quality control in environmental radioactivity monitoring, *Quality Assurance and Safety of Crops & Foods*, 6(4) (2014) 403-409.
- [64] <http://srbatom.gov.rs/srbatom/zracenje/index.htm>

ACCIDENTS AND ENVIRONMENTAL RADIATION MONITORING

Gordana K. Pantelić, Marija M. Janković, Jelena D. Krneta Nikolić,
Dragana J. Todorović, Milica M. Rajačić, Nataša B. Sarap
University of Belgrade, Vinča Institute for Nuclear Sciences, Radiation and Environmental Protection Department, Belgrade, Serbia, pantelic@vinca.rs

Two most serious accident in the history of the nuclear energy occurred on 26 April 1986 at the Chernobyl nuclear power plant in Ukraine and on 11 March in Fukushima Daiichi nuclear power plant in Japan. ^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs and ^{90}Sr were the most important and the most dangerous radionuclides released in the environment. Environmental radiation monitoring enables the assess of the released radioactivity impact on the environment and human health. Routine environmental radiation monitoring includes a system of vertical analysis: air - fallout - soil - water - plants - animals – man. The main pathways of radionuclides in the human body are inhalation and ingestion through food and drinking water. Obtained results were used for the effective dose calculation of ^{137}Cs and ^{90}Sr activity ingested of population in Serbia. The effective dose due to ^{137}Cs and ^{90}Sr activity in food increased in 1986, while in 2011 the increase was not detected.

CIP - Каталогизација у публикацији –
Народна библиотека Србије, Београд

614.876(082)

621.311.25(477.41)(082)

504.5:539.16(497.11)(082)

ЧЕРНОБИЉ : 30 година после : монографија / уредник
Гордана Пантелић. - Београд : Институт за нуклеарне науке
"Винча", Лабораторија за заштиту од зрачења и заштиту
животне средине "Заштита" : Друштво за заштиту од зрачења
Србије и Црне Горе, 2016 (Београд : Институт за нуклеарне
науке "Винча"). - 286 стр. : илустр. ; 25 cm

Тираж 150. - Библиографија уз сваки рад. - Summaries.

ISBN 978-86-7306-138-2 ("Винча")

1. Пантелић, Гордана [уредник]

а) Нуклеарна електрана "Чернобил" - Хаварија - Зборници

б) Животна средина - Загађење радиоактивним материјама

- Србија - Зборници с) Несреће у нуклеарним електранама

- Последице - Зборници д) Јонизујуће зрачење - Штетно

дејство - Србија - Зборници

COBISS.SR-ID 226685452